

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**VÝZNAM KONTINUITY A FRAGMENTACE LESNÍCH POROSTŮ
Z POHLEDU BROUKŮ JAKO INDIKAČNÍ SKUPINY**

**IMPORTANCE OF FOREST CONTINUITY AND FRAGMENTATION ACCORDING
TO BEETLES AS AN INDICATING TAXONOMIC GROUP**

Bakalářská práce

Tereza LOSKOTOVÁ

Praha 2010

Vedoucí práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Konzultant: Ing. Jakub Horák, Ph.D.

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že jsem všechny použité zdroje řádně citovala. Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci knihovny.

V Praze dne 19. května 2010

.....
Tereza Loskotová

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucímu práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za řádné vedení, za věnovaný čas a za užitečné rady a připomínky. Dále děkuji Jakubu Horákovi za rady v oblasti entomologie, taktéž mým kamarádům amatérským entomologům. Mojí rodině děkuji za podporu při studiu.

Význam kontinuity a fragmentace lesních porostů z pohledu brouků jako indikační skupiny

Abstrakt

Staré zachovalé lesy poskytují útočiště mnoha druhům organismů prostřednictvím vhodných podmínek pro život. Organismy úzce vázané na specifické podmínky kontinuálních lesů mohou sloužit jako bioindikátory takového prostředí. Prostorová organizace lesních porostů v krajině významně ovlivňuje distribuci a populační hustotu lesních organismů. Tyto populace mohou být negativně ovlivněny procesem fragmentace lesních stanovišť. Hlavním cílem předkládané práce bylo zjištění a zhodnocení výskytu kontinuálních lesních porostů v zájmovém území. Pomocí historických map byla zjištěna kontinuita lesů ve smyslu časovém. Lesy jsou rozmístěny v krajině nerovnoměrně. V severní a severovýchodní části převažují plošně lesy nad ostatními typy krajinného pokryvu. Naopak v jižní a jihozápadní části převažují izolované lesní fragmenty obklopené zejména ornou půdou. Druhým cílem bylo určit skupiny brouků zahrnující potenciální bioindikátory kontinuity lesních porostů. Brouci jsou hojní obyvatelé lesů a splňují všeobecné podmínky pro indikační skupiny. Saproxylicti brouci byli vybráni jako klíčová skupina pro další práci.

Klíčová slova: kontinuita, fragmentace, indikátor, struktura krajiny, brouci

Importance of forest continuity and fragmentation according to beetles as an indicating taxonomic group

Abstract

Old-growth forests can provide suitable habitats for certain organisms which can't live in another type of environment. These organisms can be used as bioindicators of old-growth forests. Spatial organization of forests affects spatial distribution and population abundance of these organisms. Fragmentation process can negatively influence populations of forest organisms. In particular, the aim of this work was to locate areas with forest continuity within the area of interest and to characterize their spatial arrangement. Long-term continuity of forests was identified using historical maps. Spatial distribution of forests is not equal. In the northern and north-eastern part of the area, there is a large forest complex while in the southern and south-western part of the area, there is lot of forest fragments with surrounding of agriculture fields. Next target was to select beetle group with potential bioindicators of forest continuity. Many beetle species live in forests and the group fulfills requirements for indicating groups. Saproxylic beetles were chosen as a crucial group for a subsequent study.

Keywords: continuity, fragmentation, indicator, landscape structure, beetles

OBSAH

Seznam obrázků a tabulek	7
1 Úvod	8
2 Struktura a cíle práce	10
3 Rešerše	11
3.1 Krajina	11
3.1.1 Struktura krajiny	12
3.2 Fragmentace – definice a stav poznání	14
3.3 Kontinuita lesních porostů – definice a stav poznání	18
3.4 Metody zjišťování změn a stáří lesního pokryvu	21
3.5 Význam brouků jako indikační skupiny	23
3.5.1 Charakteristika skupiny brouků	23
3.5.2 Brouci a bioindikace	24
3.5.3 Výběr skupin brouků s potenciálem indikace zachovalých lesních porostů ..	26
3.6 Sběr a zpracování entomologických dat	27
3.6.1 Aktivní metody sběru	28
3.6.2 Pasivní metody sběru	29
3.6.3 Determinace brouků a jejich uchování	30
3.6.4 Využití jiných zdrojů dat	30
4 Metody a data	32

4.1 Vymezení a charakteristika zájmové oblasti	33
4.2 Stručná charakteristika podkladových map	35
4.3 Postup při zpracování map	37
4.3.1 Georeference mapových listů	37
4.3.2 Vektorizace lesních ploch	38
4.3.3 Vytvoření vrstvy kontinuálního porostu	38
4.3.4 Kvantifikace změn	38
5 Výsledky a diskuze	42
5.1 Změny ploch lesních porostů	42
5.2 Prostorová charakteristika zjištěného lesního kontinua	44
6 Závěr	45
Seznam zdrojů informací	47
Internetové odkazy	55
Podkladové mapy	56
Seznam příloh	57

SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK

Obrázky

Obr. 1	Vztah mezi strukturou, funkcí a dynamikou krajiny	12
Obr. 2	Ukázka vývoje fragmentů vápnomilných luk	15
Obr. 3	Vymezení zájmové oblasti	32
Obr. 4	Lesy v I. vojenském mapování	36
Obr. 5	Lesy ve II. vojenském mapování	36
Obr. 6	Lesy ve III. vojenském mapování	36
Obr. 7	Lesy na vojenských topografických mapách 50. let	36
Obr. 8	Ukázka extenze V-LATE 1.1 programu ArcGIS 9	39

Tabulky

Tab. 1	Hierarchické zařazení taxonu	23
Tab. 2	Čeledi brouků s největším počtem saproxylický druhů v Německu	27
Tab. 3	Charakteristika klimatických oblastí Quittovy klasifikace	34
Tab. 4	Základní charakteristika použitých podkladových map	35
Tab. 5	Změna plochy lesních porostů od dob II. vojenského mapování	42
Tab. 6	Rozdělení lesů do tříd (KOD_LES) a základní metriky	43

1 ÚVOD

Lesy jsou jedním z nejbohatších prostředí naší planety z hlediska druhové rozmanitosti (Lindenmayer a kol. 2002, Wesolowski 2005). Na převážné většině území České republiky sice tvoří potenciální přirozenou vegetaci (Neuhäuslová a kol. 1998), ale člověk, který začal ovlivňovat přírodní prostředí oblasti střední Evropy už v době neolitu¹ (Chlupáč a kol. 2002, Lipský 2000, Ložek 1973, 2007, Pleiner, Rybová 1978), zásadně změnil poměr lesních ploch a bezlesí v krajině. Vývoj, dynamika a výsledná struktura krajiny ovlivňují prostorové rozmístění organismů (Lipský 2000). Fragmentace a izolace lesních stanovišť může výskyt, početnost i druhovou pestrost organismů vázaných na lesní prostředí významně ovlivnit. Irmeler a kol. (2009) uvádí, že hlavní proces izolace a fragmentace lesů střední Evropy proběhl ve středověku. Od té doby však stále dochází ke změnám ve využití krajiny a její prostorové organizaci. Vývoj takových změn je možné hodnotit pomocí existujících metod jako je například pylová analýza, dendrochronologie, analýza historických mapových podkladů a jiné. Pro území České republiky existují historická mapová díla dokládající vzhled krajiny do druhé poloviny 18. století. V kombinaci se současnými daty o využití krajiny umožňují zjistit změny krajinného pokryvu a tedy i časovou stálost lesních porostů přibližně za posledních 200 let.

Kontinuita lesních porostů ve vztahu k biodiverzitě dnes patří mezi aktuální témata ekologických i lesnických disciplín (Appelqvist, Nordén 2001, Graae 2000, Ohlson a kol. 1997, Ohlson, Tryterud 1999, Röstel 2006, Selva 1994, Sverdrup–Thygeson 2001). Při jejím výzkumu se však uplatňuje i řada geografických metod. V podmínkách střední Evropy s bohatou historií osídlování a využívání krajiny se nejedná o kontinuální porosty pralesního

¹ Zda došlo k prvnímu přetváření krajiny již v období mezolitu nebo až neolitu není mezi autory jednotný názor (např. Pokorný, Sádlo 2008).

typu, které jsou v této oblasti vzácností (Chumak 2005). Kontinuálními lesy se rozumí zachovalé porosty, ovlivněné člověkem v různé míře (prostorová, časová, druhová skladba). Některé druhy organismů kladou na své prostředí vysoké nároky, které často splňují pouze dlouhodobě se vyvíjející ekosystémy. Mezi organismy dobře indikující stav a stáří lesního ekosystému patří obecně druhy pevně vázané na dané stanoviště, tedy rostliny nebo živočišné druhy s vazbou vývojového cyklu na dřeviny. Typickými představiteli potenciálně indikačních druhů jsou zástupci bezobratlých (Röstell 2006). V České republice je z bezobratlých dobře prozkoumáno několik klíčových skupin včetně skupiny brouků (Coleoptera). Díky letité tradici sběratelství brouků je u mnoha taxonů České republiky známa bionomie a řada druhů vykazuje známky závislosti na konkrétních přírodních podmínkách. Pokud je u druhu zjištěna závislost na podmínkách, které nabízí pouze zachovalé lesy, je brán jako potenciální indikátor kontinuity lesních porostů.

2 STRUKTURA A CÍLE PRÁCE

Převážná část práce má rešeršní charakter a obsahuje stručný nástin problematiky základních pojmů jako je struktura krajiny, fragmentace a kontinuita. Přístupy jednotlivých autorů k tématu kontinuity, její definici a metodám hodnocení se často zásadně různí. Důkladná rešerše je proto nezbytná, jakkoli se tento úkol jeví obtížný při velkém množství zcela odlišně pojatých studií. Rešeršní část práce dále obsahuje výčet metod použitelných při zjišťování změn a stáří lesních ploch, charakteristiku skupiny brouků, jejich potenciál indikace kontinuity lesních porostů, metody sběru brouků a stručný popis zpracování entomologických dat.

Metodologická část práce obsahuje krátký popis charakteru zpracovávaného území, charakteristiku podkladových map a metody použité při jejich analýze pro zjištění časové kontinuity lesních porostů.

Závěrečná část práce představuje výsledky zhodnocení kontinuity a fragmentace lesních porostů v modelovém území a obsahuje diskuzi k metodickým i praktickým otázkám, které při zpracování vyvstaly.

Práce má dva hlavní cíle: (1) označení míst kontinuálních lesních porostů v zájmovém území a jejich prostorová charakteristika, (2) výběr skupiny brouků zahrnující druhy s potenciálem indikovat kontinuitu lesních porostů. Podle výchozí hypotézy práce lze předpokládat, že vhodně zvolené skupiny brouků mohou podpořit data o kontinuitě lesa, prokázané na základě analýzy historických podkladů. V případě úspěšného otestování této závislosti by bylo možné určovat kontinuitu lesa na základě výskytu indikačních druhů nebo naopak podle znalosti kontinuity lesních celků odhadovat druhové složení vybraných bezobratlých. Tuto hypotézu však nebude možné potvrdit v rámci bakalářské práce, kde budou zpracovány pouze základní vstupy pro následnou analýzu.

3 REŠERŠE

3.1 Krajina

Krajina je ve své obecné podstatě velmi široký termín, který může zahrnovat velký územní celek nebo pouhé terárium (Forman, Godron 1993). Přístup ke krajině se liší dle odborného zaměření pozorovatelů či uživatelů krajiny, kteří na ni nahlíží. Jinak ji vnímá a hodnotí historik, geomorfolog, umělec, právník, architekt či ekonom (Lipský 1998, Sklenička 2003). Podle jednotlivých pojetí krajiny se liší i definice krajiny. Zatímco historici chápou krajinu jako území, které se po určitou dobu vyvíjelo geopoliticky, hospodářsky a kulturně v závislosti na přírodních podmínkách, demografové ji chápou jako území obývané určitou populací lidí, vyznačujících se společnými vlastnostmi a znaky, které ji odlišují od populací jiných (Sklenička 2003). Při studiu vlivu fragmentace a kontinuity lesních porostů na organismy je důležité vnímat krajinu optikou přírodních věd.

Některé definice krajiny podle geografického a ekologického pojetí:

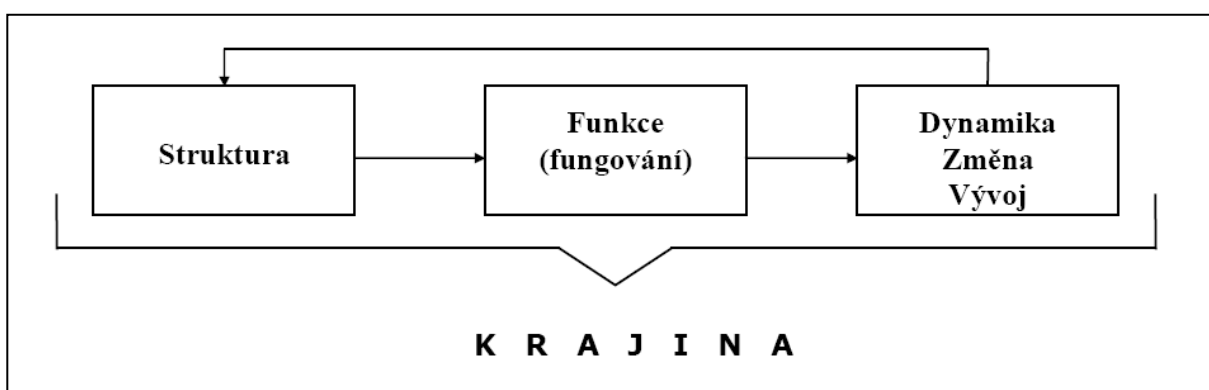
Troll (1950 In Sklenička 2003) uvádí jako krajinu část zemského povrchu, která podle svého vnějšího obrazu a vzájemného působení svých jevů, tak jako vnitřních a vnějších vztahů polohy, tvoří prostorovou jednotku určitého charakteru a na geograficky přirozených hranicích přechází v krajinu jiného charakteru.

Zonnenveld (1979 In Sklenička 2003) definuje krajinu jako část prostoru na zemském povrchu, která zahrnuje komplex systémů tvořených vzájemnou interakcí horniny, vody, vzduchu, rostlin, živočichů a člověka a která svou fyziognomií vytváří zřetelnou jednotku.

Podle Formana a Godrona (1993) je krajina heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje.

Krajina je tedy část zemského povrchu od jiné krajiny zřetelně odlišitelná. Je to území heterogenní, složené z elementů, mezi kterými existují vztahy. Prostorový rozsah krajiny může být různý (Dunning a kol. 1992, Forman, Godron 1993, Lipský 1998). Například Dunning a kol. (1992) definují krajinu z perspektivy organismů jako oblast s mozaikou stanovišť. Rozsah krajiny je tedy odvislý od sledovaného organismu.

Při studiu krajiny se sleduje především její struktura, funkce a dynamika (vývoj a změny v prostoru i čase). Všechny tyto charakteristiky jsou vzájemně provázané (Forman, Godron 1993, Lipský 1998).



Obr. 1. Vztah mezi strukturou, funkcí a dynamikou krajiny (Lipský 2000)

Tuto provázanost dobře naznačuje tzv. *smyčka nekonečné zpětné vazby*:

minulá činnost vytvořila současnou strukturu;

současná struktura vytváří současnou činnost;

současná činnost vytváří budoucí strukturu (Forman, Godron 1993).

3.1.1 Struktura krajiny

Strukturou krajiny se nejčastěji rozumí prostorová mozaika krajinných jednotek, kterou je třeba chápat v dynamice jejich vztahů a procesů, působících vertikálně i horizontálně (Drdoš 2004). Struktura krajiny ovlivňuje funkční vlastnosti krajiny. Dojde – li ke změně ve struktuře krajiny, může se změnit průběh energomateriálových toků v krajině, průchodnost a obyvatelnost krajiny pro různé organismy, i další vlastnosti a charakteristiky (Lipský 2000).

Krajinná struktura je jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících biodiverzitu (Sklenička 2003). Je vyjádřena prostorovým uspořádáním krajinných elementů (Lipský 1998). Forman a Godron (1993) rozlišují tři základní typy krajinných složek:

1. *Matrice* je plošně převládající, nejvíce zastoupený a zároveň prostorově nejpropojenější (nejspojitější) typ krajinné složky. Hraje dominantní roli ve fungování krajiny, tj. v tocích energie, materiálu a organismů (Lipský 1998).

2. *Krajinné plošky* (enklávy) jsou nelineární (plošné) části povrchu a od svého okolí se nápadně liší svým vzhledem. Plošky se různí co do své velikosti a tvaru, typu, heterogenity i vlastních hranic.

3. *Krajinné koridory* jsou prostorově funkčním typem krajinného elementu, který se od svého okolí odlišuje svým vzhledem, stejně jako plošky, ale oproti nim má protáhlý (liniový) tvar. V krajině umožňují a usměrňují pohyb ekologických objektů, propojují krajinné enklávy, poskytují útočiště, či působí jako bariéry.

Záleží však na úhlu pohledu. Například Dunninga a kol. (1992) považují za krajinné elementy stanoviště sledovaných druhů.

Vývoj krajiny ovlivňují jak přírodní podmínky (abiotické i biotické), tak lidská činnost (Nally, Parker 2002). Antropogenní procesy mění vzhled, strukturu a funkce krajiny buď přímo (obecně přímé disturbance) nebo nepřímo ovlivněním intenzity a průběhu přírodních procesů (Lipský 2000). Území České republiky je již po tisíciletí měněno oběma typy faktorů, proto převážnou většinu území tvoří krajina kulturní.

3.2 Fragmentace – definice a stav poznání

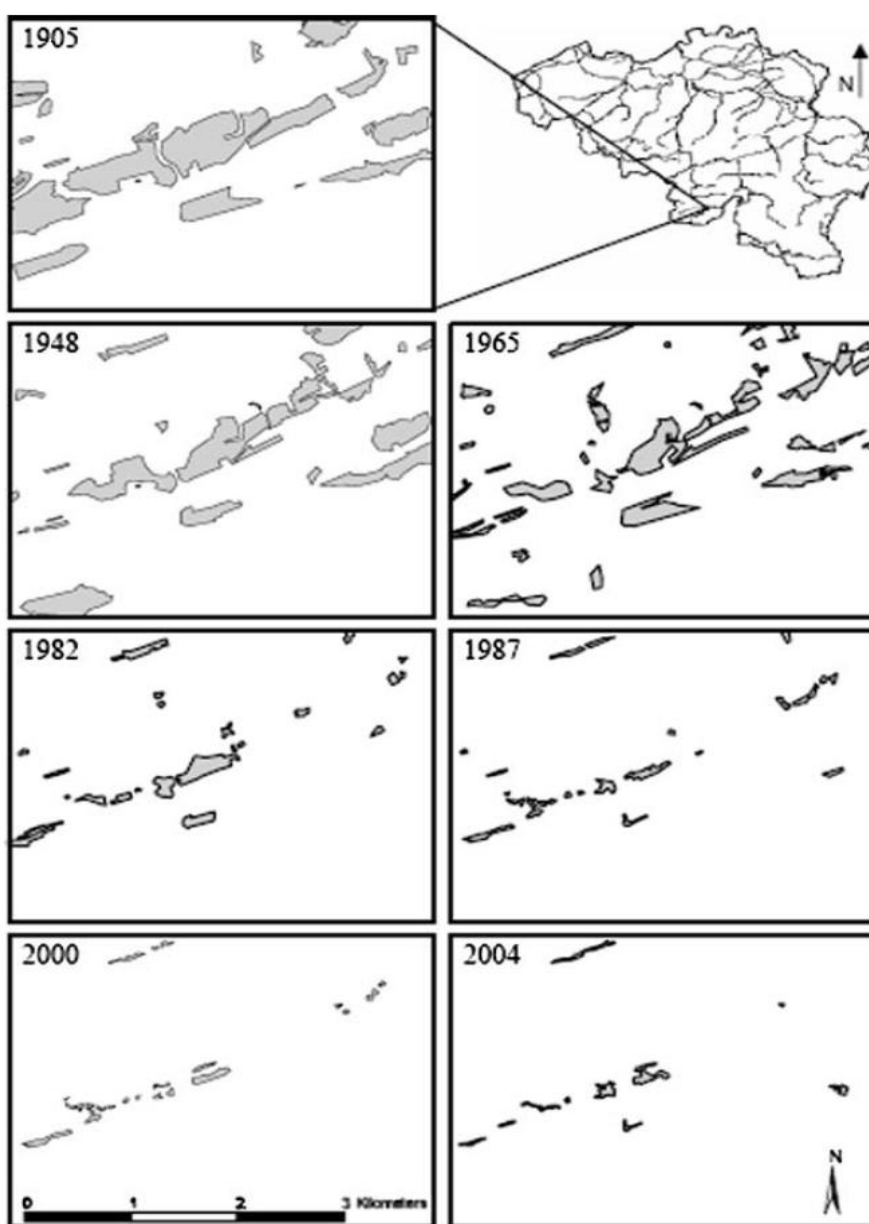
Pojem *fragmentace* je často používán v ekologické, krajinně ekologické, biologické a ochranné literatuře. Existuje velké množství studií, které se zaměřují na příčiny a důsledky fragmentace, na její vliv na organismy, ekologické procesy, životní prostředí či strukturu krajiny. Haila (2002) spojuje rozvoj studia fragmentace s rozvojem environmentalismu (70. léta 20. století). Ekologové se tehdy obávali zhroucení ekologických procesů v globálním měřítku (Haila 2002). Ve spojení s ochranou biodiverzity byly zkoumány faktory, které ovlivňují organismy, ať pozitivně či negativně. Fragmentace je mezi takové faktory řazena (St-Laurent 2009).

Všeobecně je fragmentace přeměna z jednotného celku na dvě a více částí (Franklin a kol. 2002). V krajině tedy fragmentace nastává, jestliže dojde k rozčlenění jedné celistvé plochy na menší izolované (nespojité) části. Většinou zahrnuje jak zvýšenou izolaci, tak redukci plochy zbylých částí - *fragmentů* (Lomolino 2001, Polus 2007). K redukci plochy však nemusí dojít (více Franklin a kol. 2002). Příklad vývoje fragmentů ukazuje obrázek 2.

Koncept fragmentace stanovišť byl zpočátku prezentován jako hypotetický návrh jak popsat vliv antropogenních změn na přírodní krajinu (Haila 2002). Příčiny fragmentace mohou být jak přirozené tak umělé, tj. antropogenně podmíněné (Boukal 2008, Collinge 1996). Mohou ji způsobovat jak plošné prvky (např. pěstování monokultur, vodní plocha, rozsáhlá disturbance), tak liniové (např. rozvoj komunikací, vodní toky), které slouží jako bariéry (Boukal 2008, Lipský 2000). Podle Franklina a kol. (2002) lze na fragmentaci nahlížet jako na proces i jako na výsledný stav. *Proces* fragmentace definují jako soubor mechanismů vedoucích k nespojitosti prostorové distribuce zdrojů a podmínek přítomných v ploše daného měřítka. Tím ovlivňují obytnost dané plochy, reprodukci a možnost přežití určitého druhu. Jako *stav (výsledek)* je brána nespojitost v prostorové distribuci zdrojů a podmínek přítomných v ploše daného měřítka, tedy výsledek působení souboru mechanismů.

Forman (2006) uvádí dvě základní úrovně, na kterých je fragmentace sledována: (1) fragmentaci stanovišť (*habitat*) a (2) fragmentaci na úrovni krajiny (*land type*). Fragmentace krajiny je výsledkem sil (procesů) působících na krajinu (Collinge 1996). Fragmentace krajiny vede sice ke zvyšování krajinné heterogenity, ale současně může ohrožovat existenci některých druhů, prostřednictvím fragmentace jejich stanovišť (Sklenička 2003). V literatuře se nejčastěji setkáváme s fragmentací stanovišť (*habitat fragmentation*).

Je však důležité rozlišovat, co je myšleno pojmem *habitat*. Někteří autoři jej zaměňují s vegetačním typem (Franklin a kol. 2002). Stanoviště (*habitat*) je definované jako místo, kde se vyskytuje určitý živý organismus, a které odpovídá jeho nárokům na ekologické faktory (Matějček a kol. 2007). Vegetační typ (*vegetation type*) označuje živočichem využívaný typ vegetace. Prostorové měřítko je při studiu fragmentace stanovišť vždy vázané na konkrétní druh. Záleží na sledovaném druhu, zda je jeho staniště tvořeno jedním nebo více typy vegetace (Franklin a kol. 2002).



Obr. 2 Ukázka vývoje fragmentů vápnomilných luk v části krajiny Calestienne, Belgie (Polus 2007)

Při studiu společenstva organismů a populační ekologie lze ve vývoji fragmentace vysledovat dva základní teoretické přístupy (Collinge 1996). První a velmi populární byla aplikace tzv. *Teorie ostrovní biogeografie* (MacArthur, Wilson 1967) na studium fragmentace. Podle této teorie izolované fragmenty (enklávy) představují „ostrovy“ a jejich okolní matrix představuje „moře“ s rozdílnými podmínkami (Kindlmann a kol. 2001). Na pevnině však na rozdíl od oceánů, které tvoří opravdu nehostinnou a nevyužitelnou plochu pro mnoho druhů, může matrix obklopující enklávy poskytovat některé zdroje, prostor pro migraci apod. Debinski (2006) nastínila problém zjednodušené představy o výsledné fragmentované krajině. Tradiční „černobílý“ pohled na striktně oddělené fragmenty, často obdélníkového či čtvercového tvaru, obklopené krajinnou matrix s velmi odlišnými, nehostinnými stanovišti, je vhodný pro jednoduché modelování, ale v reálném prostředí panují jiné podmínky - stanoviště v matrixi a v polygonech nemusí být až tak rozdílné. Jako příklad uvádí studii Vasconcelose a kol. (2006) o dlouhodobém působení fragmentace lesa na populace amazonských mravenců, kde byly fragmenty tvořeny lesními porosty a jejich okolní matrixe savanami, přírodního původu. Rozdíl v množství druhů mravenců obývajících fragmenty a druhů vyskytujících se v kontinuálním porostu nebyl veliký. Fragmenty obsahovaly v průměru 85% druhů žijících v kontinuálním porostu (Vasconcelos 2006). Debinski přisuzuje tyto hodnoty krajinné matrixi, která vznikala přirozeně a mohla lépe umožnit šíření druhů. Charakter krajinné matrixe by při studiu fragmentace měl být brán v úvahu (Debinski 2006, Franklin 2002).

Druhým konceptem je *Metapopulační teorie*, podle které se autoři zaměřili na vliv fragmentace na konektivitu a výměnu genetických informací mezi prostorově rozdělenými populacemi, tj. na metapopulační dynamiku druhů (Collinge 1996). Metapopulace je vyjádřena jako proměnlivá mozaika dočasných populací spojených určitou mírou migrace (Kindlmann 2001). Sklenička (2003) definuje metapopulaci jako regionální populaci, skládající se z určitého počtu prostorově oddělených, avšak vzájemně čas od času „komunikujících“ subpopulací obývajících „ostrovy“ s vhodnými podmínkami pro její alespoň krátkodobou existenci. Z pohledu živočišných druhů je tedy podle této teorie důležitá prostorová propojenost (konektivita) a existence jejich přirozených stanovišť, které umožňují výměnu genetické informace mezi populacemi. Fragmentace krajiny však může komplikovat přesuny živočichů a tím i tok genů (Boukal 2008). V poslední době narůstá počet především umělých bariér způsobujících fragmentaci, na kterou jednotlivé druhy reagují různě rychle

(Boukal 2008, Polus 2007). Proto je při studiu vlivu fragmentace na druhy také důležitá znalost způsobu života, disperzních schopností, specifických vlastností druhu, nároků na potravu, požadavků abiotické podmínky (např. kvalita půd, mikroklima, oslunění apod). (Kuusinen, Penttinen 1999, Raatikainen 2009). Takové charakteristiky jsou mezi jednotlivými druhy odlišné a vliv fragmentace i ostatních činitelů může být různě intenzivní.

Fragmentace je na poli odborné diskuse velmi aktuálním tématem, hlavně ve vztahu ke sledování druhové rozmanitosti. Všeobecně je uznáván spíše negativní dopad fragmentace na podmínky pro existenci organismů (Boukal 2008, Echeverria a kol. 2006, Sklenička 2003). Jak uvedli Curran, Hill (2003), fragmentovaný ekosystém obvykle selhává v podpoře druhového složení, které se nachází v neporušených ekosystémech. Na druhé straně, fragmentace, která rozděluje stanoviště některých druhů, může tvořit nová stanoviště pro jiné druhy (Franklin a kol. 2002).

Jak bylo uvedeno výše, fragmentace v mnoha případech zahrnuje i změnu velikosti ploch. Prostřednictvím zmenšení plochy sledovaného fragmentu (plošky) může být ovlivněno jeho vnitřní prostředí. Pokud je fragment dostatečně rozlehlý, zachovává uvnitř prostředí se specifickými vlastnostmi odlišnými od okrajů fragmentu. Na vnitřní prostředí jsou vázány tzv. *interior species*, často neschopné adaptace na jiné podmínky. Pokud vnitřní prostředí v důsledku fragmentace zanikne, obsahuje fragment pouze okrajové druhy tzv. *edge species* nebo také ekotonové druhy (Sklenička 2003). Právě druhy vnitřního prostředí mají potenciál indikovat zachovalé lesní prostředí.

Pokud je studovaným jevem fragmentace, mělo by být přesně definováno a vymezeno časoprostorovém měřítku, ve kterém je hodnocena (Franklin a kol. 2002, Lindenmayer a kol. 2002). Při zaměření na indikátory kontinuity lesních porostů z řádu brouci (Coleoptera), je třeba vzít v úvahu fragmentaci jejich stanovišť, která jsou tvořena jedním vegetačním typem, tj. lesem. Bezobratlí se často šíří rozptylem, lze tedy předpokládat, že fragmentace může zamezit jejich dalšímu šíření krajinou, oslabit životaschopnost populace a zamezit osídlování nových stanovišť (Boukal 2008).

3.3 Kontinuita lesních porostů – definice a stav poznání

Pojem *kontinuita* se v odborné literatuře objevuje od 70. let 20. století. Poprvé jej použili Peterken a Rose v roce 1974 ve Velké Británii při studiu listnatých lesů (Rolstad a kol. 2002). Používán je především při určování oblastí s vysokou ochránářskou hodnotou (Nordén, Appelquist 2001) a nejčastěji se jedná o lesní porosty (např. Everett 2003, Graae 2000, Lindbladh a kol. 2007, Ohlson a kol. 1997, Ohlson, Tryterud 1999, Röstell 2006).

Studium konceptu kontinuity bylo rozvíjeno především v severoevropských zemích, zejména ve Švédsku (např. Lindbladh a kol. 2007, Röstell 2006), v Norsku (např. Ohlson, Tryterud 1999), ve Finsku (např. Kuusinen 1995), ale i ve Velké Británii (např. Selva 1994, 1996) a v Německu (např. Wulf 2003, 2004). V posledních letech byl aplikován v Amazonii (např. Plata a kol. 2008) a v dalších oblastech s fragmentací původních celistvých ekosystémů.

Terminologie pojmu kontinuity je v odborné literatuře nejednotná. Nordén a Appelquist (2001) uvedli některé základní a často používané termíny:

Termín *Ecological continuity* (ekologická kontinuita) je spojován s přírodními nebo starými lesy obhospodařovanými tradičními způsoby. Obdobnými termíny jsou *environmental continuity* (environmentální kontinuita) a *forest continuity* (kontinuální les). Ekologická kontinuita byla používána v různých prostorových měřítkách. Nejčastěji používaná forma je *stand continuity* (kontinuita porostu) a vyjadřuje dlouhodobou existenci porostu na určitém místě. Synonymem je *local continuity* (místní kontinuita). Naopak *landscape continuity* (krajinná kontinuita) vyjadřuje dlouhodobou dostupnost vhodného stanoviště v rámci celé krajiny. Vzájemná poloha stanovišť v krajině je pro metapopulační dynamiku druhů důležitá. Prostorové měřítko krajinné kontinuity není definováno, může být odlišné mezi všemi organismy. Na různé typy lesů bylo v rámci studia krajinné kontinuity aplikováno i jiné časové měřítko.

Rolstad kol. (2003) používají kontinuitu v časovém kontextu k popisu souvislé přítomnosti lesního porostu (0,1 – 10 ha) nebo lesních struktur (např. kmeny, pařezy). Definice Švédské lesní agentury (Swedish Forest Agency) vymezuje kontinuální lesní porost jako plochu dlouhodobě zalesněnou a bez náznaků změn v druhovém složení dřevin od roku 1700 (Röstell 2006). Podobně Lindbladh a kol. (2007) definovali kontinuitu druhového

složení stromů (*tree species continuity*) jako přítomnost stejného druhu stromu v místě, ale po více než tři generace. Gundersen a Rolstad (1998) definují ekologickou kontinuitu jako jakýkoli ekologický atribut, který se na daném území udržuje dlouhodobě. Jejich definicí se inspirovali Sverdrup–Thygeson a Linder Mayer (2003), kteří tvrdí, že ekologická kontinuita (*long ecological continuity*) je charakterizována dlouhodobou (200 – 300 let) přítomností padlých kmenů v daném porostu. Ohlson a Tryterud (1999) definovali kontinuální les jako porost nenarušený rozsáhlými požáry. V takovém lese se podle nich mohla vyvíjet hodnotná mikrostanořiště s adaptovanými druhy. Charvátová a Sklenička (2003) vnímají pojem kontinuity zcela odlišně. Definovali ji jako část krajiny, která má po dlouhou dobu stejné využití.

Podobně je nutné zmínit pojmy *ancient forest* (starý les), *antique forest* (antický les) a *continuity forest* (kontinuální les), které byly v severní Americe a severní Evropě používány jako synonyma k označení starých lesních porostů dlouhodobě nenarušených rozsáhlými disturbancemi (Rolstad a kol. 2003). Dalšími termíny, užívanými pro takové lesy jsou *old-growth* (starý obhospodařovaný les, např. Lindenmayer, Sverdrup–Thygeson 2003), *virgin forest* (panenský les, např. Chumak a kol. 2005) a *wilderness* (divoký, např. Cronon 1996). Naopak termínem *recent woodland* (současný les) se rozumí porost, u kterého došlo v minulosti k odlesnění (Rolstad a kol. 2003). Analogicky se používají i termíny *primary* (prvotní) a *secondary woodland* (druhotný, Game, Peterken 1984).

Původní myšlenka konceptu kontinuity, tj. použití vybraných druhů jako dokladu o tom, že les, který vypadá staře, opravdu starý je (Selva 1996) je nahrazována multidisciplinárním přístupem (Lindbladh a kol. 2007, Röstel 2006). Pro určení kontinuity lesních porostů jsou kombinována historická data (analýzy mapových podkladů, doplněných historickými dokumenty) s výzkumem v terénu, se statistickými metodami a ekologickými analýzami (např. palynologie, dendrochronologie). Každá metoda má svá specifika a omezení. Různí se časová i prostorová měřítka a tedy i schopnost poskytnout data do určité minulosti a velikost území, na kterém je možná aplikace dané metody. Při použití více metod dochází k menší ztrátě časoprostorových změn, které by jedna metoda sama o sobě nedokázala odhalit (Lindbladh 2007).

Z výsledků výzkumů Röstell (2006), Sverdrup–Thygesona a Lindenmayera (2003) vyplynula důležitost okolního prostředí kontinuálního porostu. Navrhují studovat kontinuitu v krajinném měřítku spíše než lokálním.

Ve vývoji konceptu kontinuity lze vysledovat čtyři základní směry: (1) Pojem kontinuity byl spojován především s lesními porosty. (2) Studium kontinuity určené na základě výskytu indikačních druhů přešlo k rekonstrukci historie lesů pro stanovení vhodných indikátorů. (3) Z pohledu prostorového měřítka se pozornost postupně přesunula od lokálního k regionálnímu. (4) K časové podstatě kontinuity přibýly ekologické charakteristiky.

Pojem kontinuita ve své všeobecné podstatě znamená plynulost, nepřetržitou existenci či vývoj v čase. Jsou proto pochopitelná různá pojetí jednotlivých autorů a komplexnost problematiky. Pojem by měl být však vždy přesně vymezen, aby nedošlo k mylnému pochopení studie (Rolstad a kol. 2002). Na závěr je uveden výčet některých problémů prací zahrnujících koncept kontinuity (převzato z Nordén a Appelquist 2001):

- 1 Pokud porovnáváme skladbu a bohatost druhů ve dvou i více lesních porostech s rozdílným vývojem, tyto lesy by měly obsahovat kvalitativně shodná stanoviště.
- 2 Struktura lesa (a tudíž i mikroklima) se může ve starém a mladém porostu lišit a druhy tak mohou být omezeny ekofyziologicky (např. různá citlivost na světlo).
- 3 V porovnatelných lesních stanovištích mohou sice existovat kvalitativně identická mikrostanoviště, ale nezřídka se nacházejí v jiném poměru (např. nižší počet starých stromů na jednom stanovišti pravděpodobně povede k ohrožení epifytů a bezobratlých).
- 4 Jiná podobná mikrostanoviště mohou být v některých lesích více zkoumána. Lesy nacházející se v pahorkatině mohou být nesprávně považovány za staré, protože v nich žijí druhy, které přežili v ostrůvcích lesa po vykácení okolních porostů. Tyto druhy jsou poté zpětně považovány za indikační.
- 5 Staré lesy mohou být situovány v méně fragmentované krajině než mladé lesní porosty, a tak rozdíly v druhové skladbě mohou být funkcí prostoru více než času.

- 6 Některá teoretická omezení v nepřerušném růstu druhové rozmanitosti s rostoucím stářím lesního stanoviště bývají zanedbána (např. ve stanovišti je omezená druhová skladba dřevin, která vede k selekci druhů).

3.4 Metody zjišťování změn a stáří lesního pokryvu

Nejen krajinní inženýři, ale i ochranářští biologové hledají v minulosti využívání krajiny odpovědi na jimi položené otázky. Především biogeografové, biologové a ekologové hledají v historii základní vztahy mezi organismy a prostředím, ve kterém žijí. První zásahy člověka do krajiny na území České republiky proběhly již před několika tisíci let. Zda se jedná o období mezolitu či neolitu není mezi autory zatím zcela jasné (např. Pokorný, Sádlo 2008). S vývojem člověka do dnešní doby se mnohokrát měnil způsob využití krajinných ploch. Za dlouhá léta vědci vyvinuli a zlepšili metody, které se dají použít ke zjišťování změn prostorového uspořádání krajiny. V této kapitole je uveden stručný přehled metod využitelných pro zjišťování změn přítomnosti a velikosti lesních ploch.

V případě *využití historických mapových podkladů* platí, že čím více časových horizontů je zahrnuto do analýzy, tím větší procento změn zachytí. Tyto časové horizonty je vhodné korelovat s politickou situací, historickými prameny a dostupnými statistikami (Kienast 1993, Lipský 2000). Ve vztahu ke studiu kontinuity a fragmentace lesních porostů se tato metoda objevuje nejčastěji (např. Graae 2000, Irmeler 2009, Lindbladh a kol. 2007, Lindenmayer, Sverdrup–Thygeson 2003, Röstel 2006).

Analýza tzv. driving forces (hybné síly vývoje) pomáhá objasnit prostředí, ve kterém se rozhoduje o změnách ve využití krajiny. Patří mezi ně změny ekonomického prostředí, forma trhu, podpora různých upřednostňovaných odvětví, vlastnické poměry (např. Butler, Swenson 2004) apod.

Dvě výše uvedené metody jsou schopné doložit pouze obraz krajiny za poslední staletí. Na vývoj organismů má ovšem vliv především posledních 10 tis. let. K získání informací o starším vývoji se využívají zejména metody geologické, biologické a izotopové (Lipský 2000).

Palynologie je dílčí odvětví paleontologie. Metodou se zjišťuje obsah pylových zrn zejména v rašelinách a organických limnických uloženinách. Pyl je část rostliny,

kteřá se v sedimentech zachovává nejčastěji. Pylová analýza pomáhá mapovat výskyt a skladbu dřívější vegetace (např. Lindbladh a kol. 2007, Molinari a kol. 2005, Ohlson, Tryterud 1999). Analýza má však své nevýhody. Pylová zrna se mohou díky jejich zanedbatelné hmotnosti snadno pohybovat pomocí transportních médií (zejm. větru a vody) na velké vzdálenosti. Dochází i k transportu pylových zrn starších uloženin a zkoumaný vzorek nemusí reprezentovat druhovou skladbu vegetace v dané lokalitě. Ve spektrech pylové analýzy jsou zastoupeny výrazně rostliny, které produkují velké množství odolného pylu (Ložek, 1973).

Další metodou je *studium makrofosílií*. Makrozbytky rostlin se obvykle nacházejí v prostoru skutečného růstu rostlin. Společenstva tedy odpovídají určitým místním poměrům. Příklady jsou otisky listů v travertinech, plody či zuhelnatělé dřevo (např. Molinari 2005, Ohlson, Tryterud 1999). Makrofosilie jsou na rozdíl od pylových zrn méně četné a omezené na určitý typ uloženin jako jsou travertiny, rašeliny nebo limnické sedimenty (Ložek 1973).

Zoopaleontologie ve svém výzkumu zaměřuje hlavně na obratlovce a měkkýše. Jejich kosti a schránky se uchovávají ve vápnitých sedimentech. Obratlovci mají sice velmi cenný chronostratigrafický význam, ale také omezený výskyt. Jejich kosti se hromadí především v krasových dutinách, v místech výronů dusivých plynů, v uloženinách sopečného materiálu z katastrofických událostí nebo v místech lovu člověka. Ve srovnání s obratlovci mají měkkýši výhodu vysoké hojnosti a rozšířenosti. Schránky měkkýšů jsou přítomné téměř ve všech vápnitých uloženinách. Měkkýši a jejich společenstva jeví těsné vztahy k podnebí a stanovišti (Ložek 1973). Při nalezení schránek lesních společenstev je tak možné uvažovat o lesním porostu na dané lokalitě.

Dendrochronologie sčítá a studuje letokruhy stromů. Podle střídání let růstu příznivých a nepříznivých, v nichž se odráží cyklus slunečních skvrn, se podařilo navzájem propojit diagramy letokruhů fosilních stromů z různých období a získat tak souvislé škály sahající až 7000 tisíc let do minulosti (Ložek 1973). Dendrochronologie umožňuje chronostratigrafii. Metoda je využitelná pro stanovení kontinuálního porostu určením stáří dřevin (např. Lindbladh a kol. 2007).

Sledování změn obsahu radioaktivního uhlíku (^{14}C), který vzniká v ovzduší působením kosmického záření. Umožňuje datování skoro všech organických látek a karbonátů. Datování

izotopu však neodpovídá délce kalendářního roku (je kratší), proto je potřebná kalibrace dat (Ložek 2007).

Hlavním cílem této práce není podat vyčerpávající přehled metod pro zjišťování změn a stáří krajinných ploch. Pro analýzu změn a stáří lesních porostů se jeví jako vhodné využití historických zdrojů (mapových i pramenných) a dendrochronologie, která umožňuje zjistit stáří dřevin studovaného lesa.

3.5 Význam brouků jako indikační skupiny

3.5.1 Charakteristika skupiny brouků

Brouci (Coleoptera) patří do skupiny hmyzu s proměnou dokonalou (Holometabola). Mají čtyři vývojová stádia (vajíčko, larvu, kuklu a dospělce) a od hmyzu s proměnou nedokonalou (Hemimetabola) se liší v přítomnosti stádia kukly, kterou Hemimetabola ve vývoji nemají. Co do početnosti druhů je skupina brouků velmi významná. Na Zemi je popsáno více než 1,7 mil. organismů. Hmyz čítá kolem jednoho miliónu popsaných druhů (přesněji 925 tis.). Holometabola mají 83% podíl na tomto množství. V rámci Holometabola zaujímají brouci celých 38 % druhů, řady motýli (Lepidoptera), dvoukřídli (Diptera) a blanokřídli (Hymenoptera) v rozmezí 12 – 16 % a ostatní řady dohromady pouze 4 % (Engel, Grimaldi 2005).

Tab. 1 Hierarchické zařazení taxonu

Říše (Regnum)	↔	živočichové (Animalae)
Kmen (Phylum)	↔	členovci (Arthropoda)
Třída (Classis)	↔	hmyz (Insecta)
Řád (Ordo)	↔	brouci (Coleoptera)

Brouci představují nejen druhově, ale i morfologicky rozmanitou skupinu. V rámci taxonů se liší velikost a tvar těla, délka a tvar tykadel, zbarvení, počet článků tykadel a chodidel i morfologie jednotlivých částí těla. Nejmenší jedinci měří i méně než 1 mm,

např. severoamerická *Nanosella fungi* (LeConte, 1863) měří jen 0,25 mm (Hůrka 2005). Naproti tomu největší tropičtí brouci (*Titanus giganteus*, Linnaeus, 1771) dosahují i 20 cm (Křístek, Urban 2004, Lapáček, Mareš 1980). Není významná jen druhová rozmanitost brouků, ale obrovský potenciál v obsazení rozličných stanovišť. Brouci osídlují téměř všechny niky a jsou rozšířeni bez mála oblastí po celém světě. Také funkce brouků v ekosystémech nejsou zanedbatelné. Brouci slouží jako rozkladači, mrchožrouti, opylovači, potrava ostatních druhů živočichů, nebo regulují stavy druhů, které slouží jako jejich potrava – v tomto ohledu mohou být užiteční i člověku (predátoři potenciálních škůdců, Zahradník 1974). V rámci vědy mohou mít brouci význam jako indikační skupina kvalit v ekosystému, prostřednictvím vázanosti na takové kvality.

3.5.2 Brouci a bioindikace

Současný rozvoj bioindikátorů a jejich využití má své opodstatnění. Výskyt indikačního druhu podává rychle informaci o dané charakteristice. Metoda je rychlejší a mnohdy levnější než jiné analýzy (Plesník 2005, Rolstad 2002, Vačkár 2005).

Bioindikátory mohou být podle Treweeka (1999) jedinci, populace či společenstva druhů. Jejich přítomností, produktivitou nebo jejich nároky mohou indikovat podmínky ve stanovišti, znečištění či narušení stanoviště, stáří či kontinuitu stanoviště či společenství biologické rozmanitosti. Existují druhy, jejichž přítomnost sama o sobě prozrazuje informace o okolním prostředí, ekosystému nebo stanovišti ve studovaném území. Přítomnost některých druhů může naznačovat výskyt jiných forem druhových společenství. Všeobecně dobrý indikátor reaguje měřitelně a prokazatelně, rychle či okamžitě, spolehlivě a předvídatelně.

Brown (1991, In Treweek 1999) uvádí vhodné *atributy (kvality) pro indikační skupiny bezobratlých*. Jsou jimi: (1) vysoká taxonomická a ekologická diverzifikace (mnoho druhů v každé lokalitě či systému), (2) druh má velkou ekologickou přesnost, (3) druh je poměrně sedentární (usedlý), (4) druh endemický nebo rozšířený, (5) velmi dobře rozlišitelný (lokálně nebo regionálně), (6) taxonomicky známý a dobře identifikovatelný, (7) dostatečně prozkoumán (např. genetika, chování, biochemie, ekologie a biogeografie), (8) druh hojný, (9) druh neskrytě žijící, (10) druh snadno nalezitelný, (11) druh s tlumenými výkyvy (vždy přítomný), (12) je snadné získat rozsáhlé náhodné vzorky druhů a jejich výkyvů, (13) druh s důležitou funkcí v ekosystému, (14) odpověď na disturbanci je předvídatelná, rychlá, citlivá,

analyzovatelná a lineární, (15) je v úzkém spojení s jinými druhy či specifickými zdroji, které indikuje.

Bezobratlí jsou všeobecně považováni za skupinu vhodnou pro bioindikaci (Henle a kol. 2004, Simberloff 1998). Brouci splňují následující podmínky: (1) jak již bylo zmíněno, skupina je rozšířená na ve všech biotopech (Cranston, Gullan 2006), (2) jsou pro ně vyvinuty propracované metody sběru (dále v textu), (3) jako skupina jsou celkem dobře prozkoumány a především (4) existuje řada specialistů pro determinaci, která bývá často klíčovou. V oblasti Neotropů získala skupina brouků třetí nejvyšší počet bodů, přidělených na základě kritérií uvedených výše.

Brouci obecně splňují požadavky kladené pro indikační skupiny. V rámci celého řádu je velké množství čeledí, obsahujících mnoho dalších podskupin. Pro studium podmínek lesních porostů je vhodné vybrat skupiny zahrnující druhy s vazbou na lesní prostředí. Zřejmě nejužívanější skupinou terestrických brouků při studiu indikace je čeleď střevlíkovitých (Carabidae, Farkač 1994). Další uváděné skupiny jsou čeledi drabčíkovitých (Staphylinidae), nosatcovitých (Curculionidae) či mandelinkovitých (Chrysomelidae, Boháč a kol. 2005). O ostatních skupinách České republiky zatím nejsou ucelenější informace.

Indikátory kontinuálních lesních porostů představují taxony, které reflektují podmínky zachovalého lesního prostředí. Specifické nároky druhů na vlhkost, teplo, světlo, potravní nároky, vztahy v rámci ekosystému, reakce druhu na disturbance, vázanost na živnou rostlinu, houby, znalost predátorů ovlivňující jejich četnosti, četnosti těchto predátorů v okolí výskytu druhu, schopnosti šíření druhu a reakce na překážky mohou poukazovat na vázanost na určité prostředí. Pokud je prokázáno, že druh je vázán pouze na staré lesní porosty a je vyloučena existence stejných podmínek kdekoli jinde než v zachovalém lese, lze na základě výskytu takového druhu předpokládat, že jeho stanoviště je starý kontinuální les. Takové druhy je třeba hledat mezi druhy vázanými na dřeviny (*arborikolní druhy*), na lesní půdu, lesní zvířata, či druhy vázané na rostliny, které jsou závislé na lesním prostředí nebo druhy vázané na houby s podobnými nároky na lesní společenstva (Horák 2008).

3.5.3 Výběr skupin brouků s potenciálem indikace zachovalých lesních porostů

Výběr taxonů s potenciálem indikace zachovalosti lesních porostů byl proveden na základě literatury o broučí entomofauně České republiky. Pro tu v dnešní době neexistuje aktuální souborné dílo obsahující seznam a výskyt druhů. Poslední publikace tohoto typu je Seznam československých druhů (Jelínek 1993) a obsahuje znalosti o broučí entomofauně k 31. 12. 1992. Od tohoto data se sice některé údaje změnily (např. změna v nomenklatuře, přeřazení k jinému taxonu, změna rozšíření), ale prozatím je publikace zřejmě nejobsáhlejší dílo pro naše území. Seznam obsahuje 114 čeledí brouků, včetně informace o výskytu každého druhu v rámci bývalého Československa. Nejedná se o konkrétní lokalizaci, ale pouze o výskyt v Čechách, na Moravě a na Slovensku. Z uvedených 114 čeledí přibližně více než polovina obsahuje druhy, které mají vývojový cyklus spojen se dřevem. Dalším důležitým a novějším dílem je Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí (Farkač, Král, Škorpík 2005). Seznam obsahuje jen ty čeledi brouků, které zahrnují ohrožené druhy (67 z celkových 114 čeledí). Každá kapitola obsahuje stručný popis čeledi, seznam dostupné literatury. U určitých druhů je zmíněn jejich potenciál indikace.

Pro hodnocení lesních společenstev se využívají saproxylické druhy (Boháč a kol. 2005). Podle Speighta (1989) jsou druhy saproxylické, jestliže jsou během některé fáze vývojového cyklu vázány na mrtvé nebo odumírající dřevo, na dřevokazné houby, nebo na přítomnost jiných saproxylických druhů. Schmidl a Bussler (2004) publikovali seznam německých saproxylických druhů brouků. Zařadili celkem 1375 druhů Německa, u nichž zároveň specifikovali guildy ve vztahu k dřevnímu substrátu (1) mrtvé dřevo v iniciálním stupni rozklad (fresh dead – wood), (2) mrtvé dřevo v pokročilejších fázích rozkladu (old and to diverse extent rotten wood), (3) saproxylické houby a mycelia (fungi on dead wood or fungi–invested deadwood), (4) dutiny (rotholes), (5) druhy s jiným způsobem života na mrtvém dřevě (species with other way of living on deadwood). Téměř 90 % těchto druhů se vyskytuje i na území České republiky, proto je seznam vhodný i pro naše území.

Saproxylické druhy zahrnuje více než 70 čeledí brouků. Přehled nejpočetnějších obsahuje tabulka (tabulka 2). Při výběru skupin pro sběr dat jsou limitujícími faktory: (1) existence standardizovaných metod sběrů, (2) obtížnost determinace a (3) znalosti bionomie druhů (Boháč a kol. 2005). Například skupiny jako Melandryidae, Colydidae, Mycetophagidae zahrnují mycetofágní druhy, které se živí převážně houbami napadající

mrtvé dřevo. Tyto skupiny by zřejmě byly vhodné pro studium kontinuity a fragmentace lesních porostů, ale současné znalosti těchto skupin nejsou dostačující.

Tab. 2 Čeledi brouků s největším počtem saproxylický druhů v Německu (vytvořeno podle Schmidl, Bussler 2004, Jelínek 1993, BioLib)

Čeď	počet druhů v SRN	z toho v ČR
Cerambycidae	162	153
Staphylinidae	139	122
Scolytidae	106	94
Buprestidae	83	72
Curculionidae	71	59
Anobiidae	59	48
Elateridae	57	54

Skupina brouků by měla splňovat následující podmínky: (1) skupina je relativně dobře prozkoumána, (2) skupina obsahuje velké množství druhů se závislostí na lesní společnosti. Takovou skupinou je jistě čeď tesaříkovití (Cerambycidae). Skupina je velmi dobře známá a nápadná, všechny druhy jsou na území republiky popsány, většina larev se vyvíjí ve dřevě. U jednotlivých druhů je známá živná rostlina a přibližné období aktivity (Sláma 1998). Obsahuje druhy běžné i vzácně se vyskytující, včetně druhů uvedený na červeném seznamu (Farkač a kol. 2005). Zda je skupina vhodná pro vývoj indikátorů kontinuity lesních porostů, nelze na základě literatury určit. Hypotéza bude prověřena v rámci diplomové práce na základě sběrů.

3.6 Sběr a zpracování entomologických dat

Entomologická data lze získat dvěma hlavními způsoby. První možností je provést vlastní sběr dat v mapovaném území. Druhá zahrnuje přejímání dat z již dříve provedených sběrů (např. Horák a kol. 2009). Možnost vlastního sběru dat je vhodnější. Ve starších datech, získaných různými entomology, nemusí být zachyceny všechny potřebné poznatky. Starší sběry jsou nejednotné, často byly prováděny za jiným účelem a nemusí vyhovovat požadavkům výzkumu.

Brouci jsou v Česku velmi oblíbenou a proto i obstojně prozkoumanou skupinou hmyzu. Zálibu v ní nacházejí nejen vědečtí odborníci, ale i amatérští sběratelé. Právě ti se často podílejí na mapování výskytů, nalézání nových lokalit i druhů (např. mapování na BioLibu, Biological Library). Mnozí sběratelé mají již dostatečné odborné znalosti pro spolupráci s vědeckými pracovníky, popřípadě výhodu znalosti zkoumaného terénu. Sběry exemplářů, které slouží pro determinaci a jako dokladový materiál, jsou pro veškerý výzkum této entomofauny potřebné. Podle charakteru výzkumu a kladených otázek je potřeba zvolit vhodnou metodu sběru. V literatuře i v praxi je možné se setkat s více způsoby i jejich variantami. Každá metoda má své výhody, nevýhody a skupiny brouků, pro které je efektivnější. Základní dělení bývá na hromadné (pasivní) a individuální sběry (aktivní, Cranston, Gullan 2006). Delší doba sledování, opakování sběrů v pravidelných intervalech a přesnost prováděných metod sběrů zvyšují jejich vypovídací hodnotu a jsou důležitým předpokladem pro další využitelnost výsledných údajů (Krásenský 2004).

3.6.1 Aktivní metody

Individuální sběr – nejčastější metoda praktikovaná především amatérskými sběrateli. Je závislá na vědomostech sběratele a na náhodě. Například carabidologové odkrývají balvany, či padlé větve, kmeny, pod kterými se hledané druhy často ukrývají. Některé saproxylické druhy vyžadují např. odlupování borky stromů nebo prosevy dřeva (viz níže). Nevýhodou individuálního sběru je obtížná kvantifikace dat, protože vzorky jsou často vybírány nenáhodně, na malé ploše, obvykle jen jednou nebo v nepravidelných intervalech. Pokud je volena tato metoda sběru pro entomologický průzkum, měla by být prováděna systematicky (např. Horák a kol. 2010).

Smýkání se provádí sítíkou na travnatých porostech a křovinách po celou vegetační dobu. Smýkat lze v jakoukoli denní i noční dobu – ta je často volena podle upřednostňovaných druhů. Získaný materiál je většinou přebrán již v terénu pinzetou nebo exhaustorem (pomůcka na odsávání brouků).

Ke *Sklepávání* je potřeba „sklepávač“ (např. obyčejný deštník) a hůl. Sklepávač se podrží pod vegetací (často strom, keř) nebo pod ni položí a holí se udeří do vegetace. Napadaný hmyz se ihned prohlédne a přebere stejně jako při smýkání.

Prosevy jsou metoda, kterou lze praktikovat celoročně. Jako nástroj pro sběr slouží prosívadla. Velikost síta v prosívadle se volí podle prosívaného materiálu, např. spadané listí, mechy, lesní hrabanka, naplaveniny toků, svrchní vrstva půdy. Tato metoda je vhodná především pro sběr druhů z dutin stromů, z napadaného listí apod.

3.6.2 Pasivní metody

Pasti jsou jednou z nejvyužívanějších metod pro vědecké výzkumy, v nichž je potřeba data kvantifikovat a statisticky vyhodnotit. Většinou se ve sledovaném území rozmisťují náhodně (např. Irmeler 2009) nebo podél transektů (např. Vulínek a kol. 2008). Do pastí je možné vkládat návnady, pokud je upřednostňována některá ze skupin. Jako příklad mohou posloužit feromonové návnady používané pro odchyt kůrovců (Horák, Horáková 2010).

Zemní pasti (pitfall traps) se využívají ke sledování hmyzu aktivního na povrchu země. Pasti se instalují do země. Hmyz běžící po zemi se dostane na ostrý okraj pasti a spadne do ní. Past je naplněna smrtícím a zároveň konzervačním roztokem, ve kterém se hmyz rychle usmrtí a zároveň uchová. Provedení zemních pastí jsou velmi rozmanitá. Důležité je vršek díry překrýt nejlépe drátěnou sítí s většími oky. Hmyz do pasti propadne, ale větší částice (drobné klacíky, listí) ne. Nedojde tak k nadměrnému zanesení pasti. Nad pastí je třeba vytvořit ochrannou stříšku (Cranston, Gullan 2006).

Moerickeho misky byly původně žluté s průměrem 22 cm a naplněné vodou. Dnes se používají misky různého průměru, nejčastěji mezi 20 až 25 cm a v několika barevných variantách, tj. i modré, žluté s červeným kolečkem uprostřed. Misky se plní roztokem vody se solí, která konzervuje hmyz a pasti se nemusí vybírat tak často. Je zároveň vhodné přidat do roztoku přípravek na snížení povrchového napětí (např. kapka jaru). Hmyz se okamžitě po odchytu smočí a nehrozí jeho únik z pasti (Cranston, Gullan 2006, Novák 1969).

Nárazové pasti (flight – intercept traps) slouží především k odchytu létajících jedinců. Umisťují se například napříč volnými lesními liniemi (např. opuštěná lesní cesta), které mohou sloužit jako koridory usměrňující hmyz v letu. Past tvoří nárazová plocha (napnuté plátno), kterou je možno potřítk kontaktním insekticidem. Letící brouk na tuto plochu narazí a padá směrem k zemi. Tam jsou umístěny misky s konzervačním roztokem (viz Moerickeho misky). Nad past je dobré umístit stříšku, která má ochranný charakter (Hyvärinen a kol. 2006).

Nejužívanější metody jsou nárazové nebo padací pasti, neboť postihují široké spektrum druhů. Ostatní metody mohou sloužit jako doplňkové, pokud sledovaným druhem není specializovaný druh vyžadující konkrétní metodu sběru.

3.6.3 Determinace brouků a jejich uchování

Nasbíraný materiál je potřeba roztrždit do podčeledí a předat odborníkům na determinaci. U některých druhů stačí vizuální porovnání s popisem druhu, jiné druhy jsou determinovatelné pouze pomocí určovacích znaků rozeznatelných pod mikroskopem. Takové případy nastávají nejčastěji u drobných druhů, např. střevlíčků rodu *Trechus* (Coleoptera: Carabidae).

Roztržiděný a determinovaný materiál je potřeba uložit. Slouží jako doklad pro budoucí badatele. Materiál by neměl postrádat důležité informace, bez kterých by ztratil vědeckou hodnotu. Na každé lahvičce, popř. u preparátu by neměl chybět štítek, na němž je uvedeno (1) jméno druhu, (2) místo sběru (souřadnice GPS), (3) datum (popř. čas), (4) sběratel, popř. metoda sběru, počasí, nadmořskou výšku, struční popis lokality apod. Čím více informací je na štítku uvedeno, tím větší vypovídací hodnotu mohou data mít. Aby usmrcený hmyz vydržel co nejdelší dobu, ukládá se nejčastěji do 70 – 80% líhu. Většina dospělců se po preparaci skladuje ve vysušené podobě, nalepená na papírovém štítku napíchnutém na špendlík. Na ten se pod exemplář napíchnou determinační a lokalizační štítek. Takto upravení brouci se ukládají do dobře utěsněných krabic. Krabice s brouky je dobré uložit nejlépe do uzavřených skříní, kde se málo práší. Kvalitně zpracovaná data se ukládají většinou ve sbírkách muzeí, nebo ve vědeckých ústavech. Neměli bychom opomíjet soukromé sbírky, ve kterých se často nalézají „entomologické perly“ (Novák 1969, Pokorný 2002, 2004, Zahradník 1974).

3.6.4 Využití jiných zdrojů dat

Pokud nemáme dostatečné prostředky ani zkušenosti pro vlastní sběry, či pokud existuje povědomí o dříve provedených sběrech v zájmovém území, dají se použít data uložená ve sbírkách (McCarthy 1998). V České republice existují dvě větší, Národního muzea v Praze a Moravského zemského muzea v Brně. Sbírky jsou použitelné pro výzkum většiny našeho území. Pro dílčí oblasti nabývají na významu regionální muzea s daty o oblastní entomofauně.

Velké množství dat obsahuje i vydaná specializovaná literatura, knihy popisující jednotlivé skupiny, soupisy druhů vyskytujících se na určitém území (např. Jelínek 1993), odborné časopisy (např. Klapalekiana). Existují i elektronické mapové servery s výskyty sledovaných druhů (např. BioLib), elektronické časopisy (např. Elateridarium, European Journal of Entomology). Mnoho dat o nálezech či lokalitách mají amatérští entomologové ve svých sbírkách. Pokud provádíme evidenci lokalit sledovaných druhů, možností je vytvořit dotazníky a rozeslat je prostřednictvím internetu na známé emailové adresy či vyvěsit na entomologická fóra (např. Entomologické fórum). Cenné informace lze získat i na každoročně pořádaných entomologických burzách.

Záleží však na záměru výzkumu a charakteru hledaných dat. Pro studium prostorových charakteristik druhů v konkrétním území nemusí mít tyto zdroje takovou hodnotu jako provedený sběr, protože data jsou od různých autorů, získaná nestejnými metodami sběru, s odlišnou přesností lokalizace, jak již bylo uvedeno výše.

4 METODY A DATA



Obr. 3 Vymezení zájmové oblasti

4.1 Vymezení a charakteristika zájmové oblasti

Podkapitola obsahuje stručnou charakteristiku oblasti vztaženou ke sledovanému typu krajinné plošky, tj. lesním porostům. Na základě konzultací s Jakubem Horákem byla vybrána oblast na jihovýchod od Hradce Králové. Nachází se zde velký lesní komplex a fragmenty lesa s různým stupněm izolace a stářím. Oblast umožňuje porovnání nasbíraných dat. Je vymezena dvěma bioregiony (Chrudimský a Třebechovický) ohraničenými toky (Divoké Orlice dále Orlice na severu a severovýchodě a Novohradkou dále Chrudimkou na jihu a jihozápadě území, obrázek 3). Celková rozloha území je rovna 703 km².

Podle Geomorfologického členění reliéfu Čech (Balatka, Kalvoda 2006) spadá oblast do Hercynského systému, subsystému Hercynská pohoří, provincie Česká vysočina a subprovincie Česká tabule. Do oblasti zasahují následující geomorfologické jednotky: Pardubická kotlina, Třebechovická tabule, Loučenská tabule a Chrudimská tabule. Velký komplex lesa se rozprostírá na reliéfu nižších pahorkatin s menším výškovým rozpětím. Ze severu, západu a částečně i východu jsou pahorkatiny obklopeny nižšími rovinami s menším výškovým rozpětím. Na jihu území zasahují do oblasti i nižší pahorkatiny s vyšším výškovým rozpětím.

Nadmořská výška stoupá ve směru severozápad – jihovýchod. Lesy se nacházejí ve výškách mezi 250 a 355 m n.m. Jen lesní plochy na jihu vymezeného území dosahují výšky do 450 m n.m. (CENIA). Podle přehledu vegetačních lesních stupňů (označení Lvs) v hercynské oblasti (Plíva 1987) a uvedených nadmořských výšek by měli ve skladbě dřevin převažovat duby a buky.

Geologický podklad tvoří zejména kvartérní sedimenty a horniny mezozoika (pískovce, jílovce). Půdní podklad většiny lesů sestává z kambizemí (modální a luvická) nebo regozemí (arenická). V jižní části oblasti se lesy nacházejí i na jiných půdních jednotkách, zejména pararendzině arenické, fluvizemi (modální) a hnědozemí (modální, CENIA).

Podle Quittovy klasifikace spadá oblast z velké části do teplé klimatické oblasti označené W₂. Jižní část zasahuje do klimatické oblasti MW₇ (Atlas podnebí Česka 2007). Stručnou charakteristiku těchto oblastí obsahuje tabulka 3.

Tab. 3 Charakteristika klimatických oblastí Quittovy klasifikace (upraveno podle Atlasu podnebí Česka 2007)

Označení klimatické oblasti	W ₂	MW ₇
oblast	teplá	mírně teplá
počet letních dní	50 - 60	30 - 40
počet dní s průměrnou T nad 10 °C	160 - 170	140 - 160
průměrná lednová T (°C)	-2 - -3	-2 - -3
průměrná červencová T (°C)	18 - 19	16 - 17
průměrná dubnová T (°C)	8 - 9	6 - 7
průměrná říjnová T (°C)	7 - 8	7 - 8
počet dní s mrazem	100 - 110	110 - 130
průměr srážek v zimním období (mm)	200 - 300	250 - 300
průměr srážek ve vegetačním období (mm)	350 - 400	400 - 450
počet dní se sněhovou pokrývkou	40 - 50	60 - 80
počet zatažených dní	120 - 140	120 - 150
počet jasných dní	40 - 50	40 - 50

Při studiu základních fyzickogeografických charakteristik celkového území, lze vysledovat základní heterogenitu území. Nejvíce se odlišuje jeho jižní část, pro kterou je charakteristická vyšší nadmořská výška, mírně chladnější a vlhčí klima, odlišné půdní typy pod lesním pokryvem apod.

Podle využití krajiny lze celou oblastí proložit pomyslnou linií ve směru severovýchod – jihozápad. Nad touto linií se nachází velký lesní komplex tvořící převládající typ krajinné plochy. Naopak pod touto linií převažuje nezavlažovaná orná půda, obklopující lesní fragmenty. Při sledování fragmentace a kontinuity lesních porostů tvoří zájmovou složku menší plošky lesa (enklávy) obklopené zemědělsky využívanými plochami (okolní matrix) a přiléhající k velkému lesnímu komplexu.

4.2 Stručná charakteristika podkladových map

K posouzení časové kontinuity a změn lesních ploch je možné využít staré mapové podklady (Charvátová, Sklenička 2003, Lindbladh a kol. 2007, Röstel 2006). Pro území České republiky existují stará díla vojenských mapování. Pro zachycení současného stavu krajiny je přístupný ortofotografický podklad z let 2004 – 2006 na portálu veřejné správy České republiky. Charakteristiku podkladových map obsahuje následující text doplněný přehlednou tabulkou (tabulka 4) a ukázkami map (obrázky 4,5,6,7).

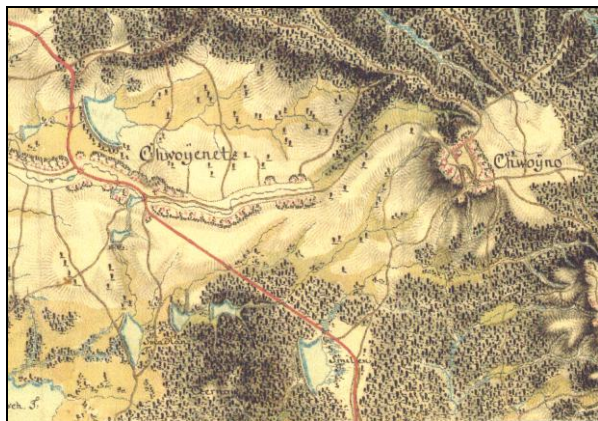
Tab. 4 Základní charakteristika použitých podkladových map

mapy	mapování Čech	souřadnicový systém	zobrazení	měřítko
I. vojenského mapování	1764 – 1767			1 : 28 800
II. vojenského mapování	1842 - 1852		Cassiniho	1 : 28 800
III. vojenského mapování	1877 - 1879		Sanson - Flaamstedovo	1 : 25 000
vojenské topografického mapování	1953 - 1957	S - 1952	Gauss - Krügerovo	1 : 25 000
ortofotomapa	2004 - 2006	S - JTSK	Křovákovo	až 1 : 1000

I. vojenské mapování (josefské) proběhlo v letech 1763 – 1785 (Čechy: 1764 – 1767) na příkaz habsburské císařovny Marie Terezie. Postupy při zpracování ani trigonometrická síť tohoto mapování nebyly v rámci zemí rakouské monarchie jednotné. Podkladem pro mapování byla do té doby používaná Müllerova mapa, zvětšená do měřítka 1 : 28 800. Krajina byla mapována vojenskými důstojníky především metodou „à la vue“, tj. pozorováním terénu a odhadem. Pochybné polohopisné podklady, hrubá zeměpisná orientace a velké polohové deformace způsobily velké nepřesnosti v mapách. Nedostatky se projeví především v Napoleonských válkách a vedly k vytvoření nových přesnějších map (Cajthaml, Krejčí 2008, Kánský 2007, Lipský 2000).

II. vojenské mapování (Františkovo) proběhlo v Českých zemích ke konci první poloviny 19. století v měřítku 1 : 2 880. Podkladem práce byla trigonometrická síť katastrální. V Čechách na sebe mapování katastrální (1826 – 1830, 1837 – 1843) a mapování vojenské (1842 – 1852) téměř navazovala. Katastrální mapování posloužilo jako podklad pro mapování vojenské. Pro obě mapování bylo použito Cassiniho zobrazení. Ani při II. vojenském

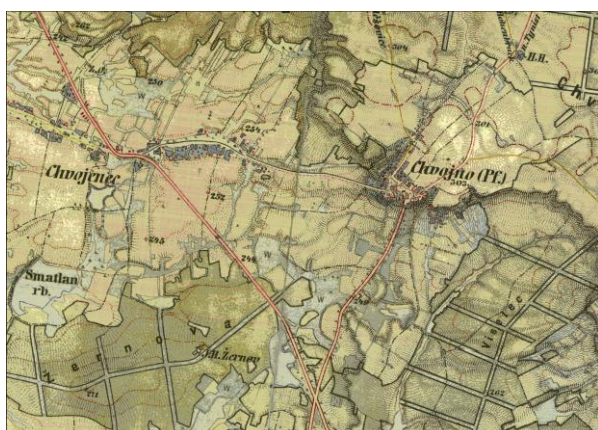
mapování se nedodržel hlavní cíl: vytvořit jednotné dílo pro celou monarchii. Trigonometrická síť byla rozdělena do několika různých souřadných systémů (Kánský 2007).



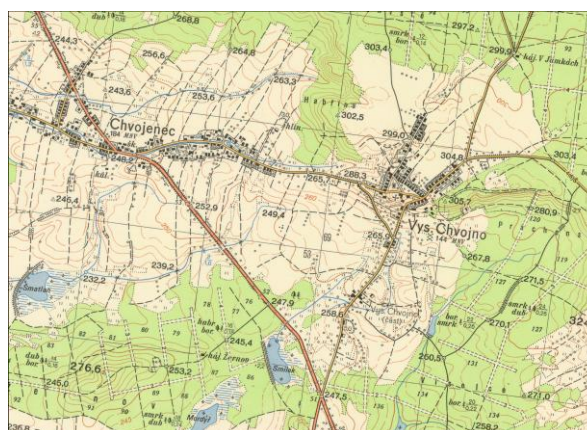
Obr. 4 Lesy v I. vojenském mapování jsou vyznačeny bodovými symboly stromů tmavě šedé barvy (výřez mapového listu C113A).



Obr. 5 Lesy ve II. vojenském mapování zobrazují plošné značky šedozelené barvy s šedohnědými okraji (výřez mapového listu O_8_IX).



Obr. 6 Lesy ve III. vojenském mapování jsou zobrazeny plošnými značkami s tmavě zelenými okraji (výřez mapového listu 3956-3).



Obr. 7 Lesy na vojenských topografických mapách 50. let jsou zobrazeny jasně zelenou barvou (výřez mapového listu M-33-68-D-b).

III. vojenské mapování (Františko – josefské) vzniklo na více podnětů (žádost dělostřelectva – potřeba výškopisu, vznik hustší železniční i komunikační sítě, zakládání nových dolů spojené s industrializací). V Čechách probíhalo mapování v letech 1877 – 1879, na Moravě a ve Slezsku v letech 1876 – 1877 (Kánský 2007). Na rozdíl od předchozích dvou mapování vzniklo již v měřítku 1 : 25 000 (Lipský 2000). Grafickým polohopisným podkladem byla zmenšená kresba katastrální mapy z měřítka 1 : 2 880 do 1 : 25 000.

Zobrazení speciální mapy tohoto mapování v měřítku 1 : 75 000 bylo Sanson – Flaamstedovo. Mapové listy tohoto zobrazení na sebe nenavazovaly. Došlo ke zkreslení délek (2m/1km) a na okrajích listů ke zkreslení úhlovému (Kánský 2007).

Vojenské topografické mapy 50. let vznikly na základě nutnosti nových a přesnějších kartografických podkladů. Do té doby byly používány mapy III. vojenského mapování, tedy mapy starší 70 let. Rozhodnutí o novém mapování bylo vydáno roku 1953. Pro mapování v rámci ČSR byl stanoven geodetický systém S – 1952 a měřítko 1 : 25 000 (Raděj 2001).

Použitá *ortofotomapa* České republiky je tvořena leteckými snímky pořízenými v letech 2004 a 2006 s rozlišením 20 cm/pixel, tzn., že snímky je možné zvětšit až do měřítka 1 : 1 000 (Geodis). Souřadnicový systém ortofotomapy je S-JTSK (Jednotná trigonometrická síť katastrální). Na Portálu veřejné správy České republiky je uložena vrstva v rastrovém formátu a lze se k ní připojit prostřednictvím GIS (Geografické informační systémy).

4.3 Postup při zpracování map

Mapové podklady byly zpracovány v produktu firmy ESRI ArcGIS 9.3. Data pro Českou republiku (od společnosti ARCDATA PRAHA, s.r.o.) včetně softwaru jsou přístupná pro studenty Univerzity Karlovy v Praze pro studijní účely.

4.3.1 Georeference mapových listů

Zmíněné mapy byly vytvářeny v různých souřadnicových systémech, proto byla pro jejich porovnání nutná georeference do jednotného souřadnicového systému. Jako vhodný souřadnicový systém posloužil S-JTSK (Krovak_East_North), ve kterém je i použita ortofotomapa. Systém S-JTSK je v České republice často používán pro tvorbu civilních map (Cajthaml, Krejčí 2008).

Podle Kánského (2007) pro zpracování v GIS byly mapy I. vojenského mapování velmi nepřesné, odchylky překračovaly několik set metrů. Taková odchylka je pro porovnávání změn lesních ploch příliš velká. I. vojenské mapování bylo vynecháno ze zpracování v GIS. Odchylky map II. a III. vojenského mapování se pohybovaly do 20 m.

Mapy z 50. let nedosahovaly odchylky 10 m. Georeference byla provedena na základě vyhledání alespoň 16 lícovacích bodů na mapových podkladech při snaze rozmístit body po mapovém listu rovnoměrně.

4.3.2 Vektorizace lesních ploch

Lesy z naskenovaných podkladových map bylo nutné převést do vrstev, aby se s nimi mohlo dále pracovat v prostředí GIS. V ArcCatalog byla předem vytvořena Geodatabáze. Poté byly pomocí Editoru ručně vytvořeny polygony již vektorových vrstev (typu Shapefile, .shp).

Při zvážení, že zájmovou skupinu organismů představují brouci a že největší chyba vzniklá při georeferenci se pohybuje v průměru do 20 m (hlavně mapy II. vojenského mapování), byly z vektorizace vynechány polygony o ploše do 1 ha a protáhlé plošky liniového tvaru do šířky 50 m.

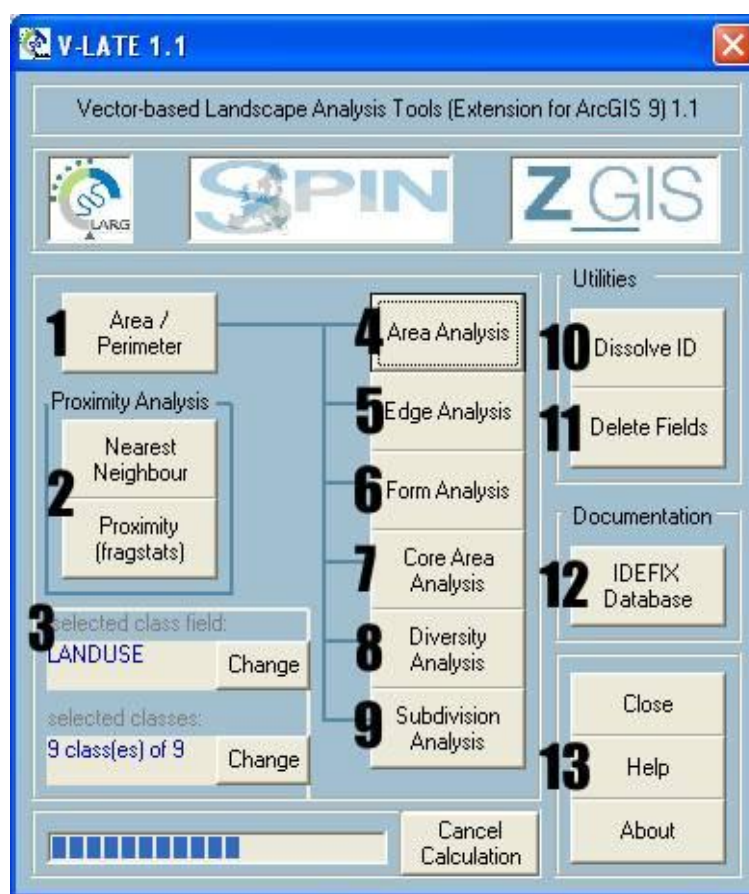
4.3.3 Vytvoření vrstvy kontinuálního porostu

Pro zjištění časové kontinuity byly vytvořené vrstvy sjednoceny do jedné pomocí nástroje Union. Výsledná vrstva obsahuje všechny plošky, které by vznikly při obkreslení všech vrstev na jeden pauzovací papír (celkem přes 22 tis. polygonů). Protože minimální požadovaná plocha je rovna 1 ha, bylo nutné z ní odstranit menší plošky. Tabulka nové vrstvy obsahuje údaje pro 1261 plošek včetně informace o přítomnosti lesa z jednotlivých dob. Podle této informace byly plošky dále rozděleny do tříd. Časově kontinuální porost byl získán výběrem polygonů (pomocí Select by Attributes: KOD_LES: 2356) s existencí lesa ve všech čtyřech mapováních. Z celkových 1261 polygonů je 124 přítomných kontinuálně. Taková kontinuita označuje plochy, na kterých byl pravděpodobně po celou dobu přítomný les.

4.3.4 Kvantifikace

Existují programy umožňující z vytvořených vrstev zjistit základní informace o prostorové organizaci sledovaného území. Výpočty se provádějí na třech základních úrovních: (1) úroveň zájmových plošek (focal patch analysis), (2) lokální krajinná úroveň (local landscape structure), (3) globální krajinná úroveň (global landscape structure, McGarigal 2007).

Z vrstvy kontinuálního lesa byly zjištěny základní metriky na úrovni plošek (viz příloha 2). Jejich výpočet nabízí extenze programu ArcGIS 9 V-LATE 1.1 (*Vector-based Landscape Analysis Tools*, Lang a kol. 2004). Metriky je možno počítat i pomocí jiných programů či extenzí jako např. Patch, Patch grid či Fragstats, ale např. Fragstats vyžaduje převod vektorových vrstev do rastrového formátu. V-LATE 1.1 pracuje s vektory (Shapefile, .shp) jako jsou vytvořené vrstvy. Pomocí programu lze počítat následující metriky (viz obrázek 8):



Obr. 8 Ukázka extenze V-LATE 1.1 programu ArcGIS 9
(převzato z V-LATE Help)

Area (plocha) a *Perimeter* (obvod) udávají informaci o rozloze (m^2) a obvodu (m) každého polygonu zvlášť (číslo 1, obrázek 8). Tyto hodnoty jsou potřebné pro ostatní výpočty

Pomocí volby *Area Analysis* (číslo 4, obrázek 8) je možné zjistit počet plošek dané třídy (*number of patches*, NP), celkovou plochu třídy v m² (*class area*, CA), průměrnou velikost plošky (*mean patch size*, MPS) a směrodatnou odchylku velikosti plošky v m² (*patch size standard deviation*, PSSD).

Edge Analysis (analýza okrajů, číslo 5, obrázek 8) charakterizuje u dané třídy průměrnou délku okraje (*mean patch edge*, MPE), celkovou délku okrajů všech plošek dané třídy (*total edge*, TE), hustotu okrajů dané třídy vztaženou k ploše m/ha (*edge density*, ED).

Volba *Nearest Neighbor* (nejbližší soused) z vrstev získá informace o vzdálenosti nejbližšího polygonu stejného typu (*nearest neighbor distant*, NNDist; m). Počítá nejkratší vzdálenost od nejbližšího okraje polygonu stejného typu, tzv. *edge-to-edge* vzdálenost (od okraje k okraji) a vyjadřuje izolaci. Další dvě charakteristiky jsou zároveň přidány do tabulky a to identifikační číslo nejbližšího polygonu (*nearest neighbor's identification dial*, NNId) a rozlohu nejbližšího polygonu (*nearest neighbor area*, NN_Area).

Určité metriky není prozatím možné spočítat. Jsou závislé na hodnotách zadaných uživatelem, který je stanovuje podle charakteru dat. Zájmovou skupinu tvoří saproxyličtí brouci. V rámci skupiny existují značné rozdíly v charakteru šíření a nelze jednoznačně určit maximální nebo minimální vzdálenost, kterou jsou schopni překonat. Příkladem takové metriky je *Proximity* („sousedství“, PXfg_PB, číslo 2, obrázek 8). Pomáhá popsat rozmístění polygonů stejné třídy v prostoru prostřednictvím polohy sousedních polygonů do stanovené vzdálenosti (*proximity buffer*, PB). Počítá se jako podíl plochy (S_i) polygonu (i) a *edge-to-edge* vzdálenosti (z_i) nejbližšího sousedního polygonu zasahujícího do vymezené vzdálenosti. Výsledná *proximity* sledovaného polygonu je rovna sumě těchto podílů:

$$\text{Proximity} = \sum_{i=1}^n (S_i/z_i),$$

kde n značí počet plošek (podle Gustafson, Parker 1994). Hodnota *Proximity* je vysoká, pokud polygon obklopují velké nebo blízké sousedním polygony. Naopak menší hodnota značí vzdálenější nebo menší sousední polygony. Zkušebně byla spočítána *proximity* pro hodnotu vzdálenosti 1000 m (grafické zobrazení v příloze 2).

Podobně nelze použít *Core Area Analysis* (číslo 7, obrázek 8) vyžadující po uživateli stanovení šířky okrajů. Program spočítá celkovou plochu jádrových území (*total core area*,

TCA, m²), počet jádrových ploch (number of core areas, NCA), celkovou plochu jádrových ploch třídy (*total class core area*, TCCA, m²) a vytvoří novou vrstvu vyjadřující vnitřní prostředí plošek (*core area*).

Diversity analysis (číslo 8, obrázek 8) počítá rozmanitost mezi vybranými třídami navzájem. Pomocí výsledků lze určit dominantní třídu, poměr tříd apod. v rámci sledované oblasti. *Subdivision analysis* (číslo 9, obrázek 8) charakterizuje rozdělené plochy mezi jednotlivé typové třídy na úrovni krajiny. Pro výpočet chybí ostatní typy využití krajiny (např. zemědělsky využívané plochy, zastavěné plochy). Vektorizovány byly typově pouze lesy. Tyto dvě analýzy nebyly spočteny.

5 VÝSLEDKY A DISKUSE

5.1 Změny ploch lesních porostů

Při porovnání celkových ploch lesů v jednotlivých časových horizontech (tabulka 5) je znatelná významnější změna v období od 50. let po současnost a to nárůst rozlohy lesních ploch o 18 km². Tento přírůstek je nejspíš výsledkem změny hospodaření po roce 1989. Mezi lety 1842 – 1852 a lety 1877 – 1879 se snížila rozloha lesů o 5 km². Podle porovnání map byly úbytkové plochy nejčastěji nahrazovány plochami polí.

Tab. 5 Změna plochy lesních porostů od dob II. vojenského mapování

lesy	plocha (m ²)	plocha (km ²)	rozdíl (km ²)
1842 – 1852	232517683,6	232,5	0
1877 – 1879	227475561,8	227,5	-5
1952 - 1957	227522083,6	227,5	0
2004 - 2006	245567987,7	245,6	18,1
kontinuální	205931616,7	205,9	-39,7

Kontinuální porosty stanovené podle zvolených podkladových map tvoří bez mála 84 % současného zalesnění v oblasti. Toto velké procento je pravděpodobně způsobeno několika faktory. Mezi mapovými podklady jsou mnohaleté odstupy. Není tedy možné zachytit z map změny, které proběhly v těchto odstupech. Z map rovněž nelze vyčíst druhovou skladbu lesů, tedy ani její změny. Při kvalitativní změně musí dojít k vykácení lesa a tudíž ke snížení celkové plochy kontinuálních porostů.

Z vytvořených vrstev byla zjištěna přítomnost lesa během jednotlivých období pro každou plošku. Tabulka 6 ukazuje jednotlivé třídy a rozlohu lesa. Za celkovou rozlohu je zde brána plocha, na které byl alespoň v jednom z období přítomen lesní porost a dosahuje hodnoty 250,2 km² (této hodnoty nebylo dosaženo v žádném období, viz tabulka 6). Největší podíl na rozloze mají lesy třídy 2356, tj. lesy přítomné kontinuálně. Jak bylo zmíněno výše, je tento podíl vysoký, protože nebylo možné zachytit veškeré změny lesních ploch. Třída čítá 124 plošek, z níž největší polygon zabírá plochu téměř 157 km² (ID 22511, příloha 1). Největší počet plošek zaujímá třída 6 a označuje nové plochy lesa, které přibýly od 50. let. Z celkové rozlohy zaujímají druhou pozici 15,2 km² (tabulka 6). To je v porovnání s třídou 2356 přibližně 13 krát menší plocha a je rozdělena mezi téměř dvojnásobný počet plošek. Ostatní třídy nejsou plošně výrazné a čítají velký počet polygonů. Změny ploch lesních porostů byly pouze lokálního charakteru v rámci malých ploch.

Tab. 6 Rozdělení lesů do tříd (KOD_LES) a základní metriky

Třída (KOD_LES)	počet plošek	rozloha (km ²)	TE (m)	MPE (m)
0006	237	15,2	745263,55	292,72
0050	25	2,1	230456,47	140,78
0056	158	5,1	520644,18	283,42
2000	123	4,1	405491,18	256,15
2006	23	1,2	314929,71	158,57
2050	2	0,2	92415,92	99,59
2056	108	3,1	476296,74	260,13
0300	42	0,1	285767,5	194,53
0306	19	0,5	272236,16	155,83
0350	4	0,1	81153,15	99,33
0356	107	3,9	461499,67	253,85
2300	61	1,4	222366,28	193,03
2306	195	6,3	502374,56	249,94
2350	33	1	129609,79	134,31
2356	124	205,9	851022,76	4091,46

Pozn.: kombinace číslovek 0, 2, 3, 5, 6 v prvním sloupci (KOD_LES) označuje období přítomnosti lesa:

- 0** nepřítomnost lesa
- 2** les přítomný při mapování 1842 - 1852
- 3** les přítomný při mapování 1877 - 1879
- 5** les přítomný při mapování 1953 - 1957
- 6** les přítomný v letech 2004 - 2006

5.2 Prostorová charakteristika zjištěného lesního kontinua

Jak bylo uvedeno výše, plocha o velikosti přes 200 km² je porostlá kontinuálními lesy a je rozčleněna do 124 ploch. Velikost plošek je rozdílná. 80 polygonů zaujímá plochu v intervalu 1 – 10 ha, přičemž 62 polygonů je do velikosti 5 ha. Dalších 37 polygonů lesa se nalézají v intervalu 10 – 100 ha. Mezi 100 – 1 000 ha má rozlohu 6 polygonů. Rozlohy nad 1 000 ha dosahují polygony 2, první kolem 1 500 ha a nejrozsáhlejší lesní polygon desetinásobně větší. Příloha 2 zobrazuje velikosti graficky. Podle polohy a velikosti plošek lze území rozdělit na severovýchodní a jihozápadní část. V severovýchodní části převažují velké plochy kontinuálního porostu a naopak v jihovýchodní převažují menší fragmenty lesa.

Pro popis prostorového rozmístění ploch kontinuálních porostů v zájmové oblasti slouží grafická příloha. V příloze je znázorněna izolace prostřednictvím *Nearest Neighbor*. Přes 50 % polygonů má nejbližší plošku stejného typu do vzdálenosti 100 m. Do vzdálenosti 250 m má pak nejbližšího „sousedě“ 74 % polygonů. Do 500 m vzdálenosti sousedí s dalším polygonem 85 % ploch. Z uvedeného plyne v rámci celého území o rozloze 703 km² nízká izolovanost ploch. Při pozorování grafické přílohy jsou však zřetelné případy, kdy jedna ploška má v nízké vzdálenosti plošku stejného typu, společně jsou však více vzdáleny od ostatních ploch.

V grafické příloze je zobrazena i vypočtená *Proximity* pro třídu kontinuálních porostů při zvolené vzdálenosti 1 000 m. Hodnoty se pohybují v rozmezí 0 – 19 825 949,3. Velké rozmezí je dáno značnými rozdíly ve velikosti mezi velkými polygony lesa a ostatními ploškami. Nejvyšších hodnot (přes 5 000 000) dosahují 2 velmi malé polygony v úzké blízkosti plošně největšího polygonu lesa. Nadpoloviční většina polygonů dosahuje hodnoty do 100 a nachází se zejména na jih a jihozápad od největšího polygonu. Vypočtené hodnoty naznačují vyšší izolaci a rozčlenění lesních ploch v této části území, která je hojně využívána k zemědělské činnosti.

6 ZÁVĚR

Lesním porostům je přisuzována vysoká schopnost při udržení biodiverzity. Existují jevy a procesy, které vedou k jejímu snižování, zejména prostřednictvím působení na životní prostředí organismů. Mezi takové jevy je řazena fragmentace, ať na úrovni stanovišť sledovaných druhů, nebo na úrovni celé krajiny. Prostřednictvím vlivu na prostorovou organizaci stanovišť v rámci krajiny ovlivňuje i prostorovou organizaci organismů.

Staré lesní porosty poskytují vhodná stanoviště pro vybrané druhy prostřednictvím podmínek, které se mohou vyvinout především v pokročilejším stádiu vývoje lesa (např. dřevo starého stromu v pokročilém stupni rozkladu). Také zachovalé lesní porosty jsou narušovány procesem fragmentace.

Celková rozloha zájmového území činí 703 km². Na tak velkém území je z popisu fyzicko-geografické charakteristiky území patrná jeho heterogenita. Nejvíce odlišná je jižní část oblasti. Prostorového rozmístění lesních ploch ve sledovaném území je nepravidelné. V severní a severovýchodní části zájmového území dominují lesní porosty nad ostatními krajinnými typy. Naopak jižní a jihovýchodní část je intenzivně zemědělsky využívána a lesy jsou z velké části obklopeny ornou půdou.

Na základě historických map byla ve studovaném území kvantitativně zjištěna plocha kontinuálních lesních porostů ve významu časovém. Hodnocení prostorové organizace stanovišť v krajině je složité bez znalosti charakteru šíření studovaných organismů. V případě skupiny brouků jsou tyto znalosti omezené a mezi taxony se různí. Zhodnocení kvalitativních charakteristik kontinuálních porostů bude předmětem další práce a bude provedeno na základě lesnických mapových podkladů. Takové mapy podávají informaci o stáří lesa i o druhové skladbě dřevin. Tyto charakteristiky však budou zjišťovány již pro menší vybraná území, ze kterých bude proveden sběr brouků pro porovnání druhové rozmanitosti.

Za cílovou skupinu brouků byla na základě dostupné literatury zvolena skupina zahrnující saproxylické druhy. Přednostně bude sledována čeleď tesaříkovití (Cerambycidae). Skupina splňuje všeobecné předpoklady pro studium indikátorů. Nebyly nalezeny zmínky o použití skupiny k tomuto účelu. Jedním z cílů další práce proto bude snaha skupinu ohodnotit. Protože různé zdroje entomologických dat mají odlišných charakter a data jsou k porovnávání nevhodná, bude proveden vlastní sběr dat pomocí entomologických pastí.

SEZNAM ZDROJŮ INFORMACÍ

- BALATKA, B., KALVODA, J. *Geomorfologické členění reliéfu Čech*. Praha: Kartografie PRAHA, a. s., 2006. 79 s. ISBN 80-7011-913-6.
- BOUKAL, M. Fragmentace krajiny a druhy indikující kontinuitu. In HORÁK, J. *Brouci vázaní na dřeviny*. Pardubice: Česká lesnická společnost, 2008. s. 4 – 8.
- BUTLER, a kol. Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. *Forest ecology and management*, 2004, no. 189, s. 363 – 373.
- COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and urban planning*, 1996, no. 36, s. 59 – 77.
- CAJTHAML, J., KREJČÍ, J. *Využití starých map pro výzkum krajiny*. Ostrava: GIS Ostrava, 2008. 10 s. Dostupné z URL
<http://maps.fsv.cvut.cz/gacr/publikace/2008/2008_Cajthaml_Krejci_Ostrava.pdf>.
- CRANSTON, P. S., GULLAN, P. J. *The insects: An outline of entomology*. 3. vyd. Blackwell Publishing Ltd, 2006. 505 s. ISBN 13:978-1-4051-1113-3.
- CRONON, W. The trouble with wilderness: or, getting back to the wrong nature. *Environmental History*, 1996, no. 1, s. 7 – 28.
- DEBINSKI, D. M. Forest fragmentation and matrix effects: matrix does matter. *Journal of Biogeography*, 2006, no. 33, s. 1791 – 1792.
- DONOSO, D. S., a kol. Effects of forest fragmentation on the garrivory of differently sized seeds. *Biological Conservation*, 2003, no. 115, s. 63-70.

- DRDOŠ, J. *Geológia a environmentalistika: Krajinná ekológia/Geoekológia jej environmentálne poslanie a úlohy*. Prešov: Prešovská univerzita v Prešove, fakulta humanitných a prírodných vied, 2004. 201 s. ISBN 80-8068-312-3.
- DUNNING, J. B., a kol. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 1992, no. 1, s. 169 – 175.
- ECHEVERRIA, C., a kol. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 2006, no. 130, s. 481 – 494.
- EVERETT, R., a kol. Continuity in fire disturbance between riparian and adjacent sideslope Douglas – fir forests. *Forest ecology and management*, 2003, no. 175, s. 31 – 47.
- FARKAČ, J. Využití střívkovitých v bioindikaci. *Vesmír* [online]. 1994, roč. 73, no. 10, s. 581-583 [cit. 2010-04-11]. ISSN 0042-4544. Dostupné z URL <<http://www.vesmir.cz/clanek/vyuziti-strevlikovitych-v-bioindikaci>>.
- FARKAČ, J., KRÁL, D., ŠKORPÍK, M. *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny, 2005. 760 s. ISBN 80-86064-96-4.
- FORMAN, T. T. *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. 9. vyd. Cambridge University Press, 2006. 632 s.
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. *Krajinná ekologie*. Jan Těšitel a kol. 1. vyd. Praha: Academia, 1993. 583 s. ISBN 80-200-0464-5.
- GAME, M., PETERKEN, G. F. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *Journal of Ecology*, 1984, no. 72, s. 155 – 182.
- GRAAE, B. J. The effect of landscape fragmentation and forest continuity on forest floor species in two regions of Denmark. *Journal of Vegetation Science*, 2000, no. 11, s. 881 – 892.
- GRIMALDI, D., ENGEL, M. S. *Evolution of the Insects*. Cambridge university press, 2005. s. 755.

- GUSTAFSON, J. B., PARKER, G. R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 1994, no. 29, s. 117 – 130.
- HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications*, 2002, no. 12, s. 321 – 334.
- HENLE, K., a kol. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 2004, no. 13, s. 207-251. ISSN 0960-3115.
- HILL, J. L., CURRAN, P. J. Area shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, 2003, no. 30, s. 1391 – 1403.
- HORÁK, J. *Doplňování údajů o biodiverzitě přirozených lesních ekosystémů do Databanky přirozených lesů*. (2008). Msc depon in MŽP.
- HORÁK, J., a kol. Distribution of a rare saproxylic beetle *Cucujus haematodes* (Coleoptera: Cucujidae) in the Czech Republic with notes to the occurrence in central Europe. *Klapalekiana*, 2009, no. 45, s. 191 – 197.
- HORÁK, J., HORÁKOVÁ, J. Brouci z podčeledi Scolytinae (Coleoptera: Curculionidae) na ovocných dřevinách: literární rešerše. *Elateridarium*, 2010, no. 4, s. 1 – 32. ISSN 1802-4858.
- HORÁK, J., VÁVROVÁ, E., CHOBOT, K. Habitat preferences influencing populations, distribution and conservation on the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) at the landscape level. *European Journal of Entomology*, 2010, no. 107, s. 81 – 88.
- HŮRKA, K. *Brouci České a Slovenské republiky*. 1. vydání. Zlín: Kabourek, 2005. 390 s. ISBN 80-86447-11-1.
- HYVÄRINEN, E., KOUKI, J., MARTIKAINEN, P. A comparison of three trapping methods used to survey forest – dwelling Coleoptera. *European Journal of Entomology*, 2006, no. 103, s. 397 – 407.
- CHLUPÁČ, I., a kol. *Geologická minulost České republiky*. Praha: Academia, 2002. 436 s. ISBN 80-200-0914-0.

- CHUMAK, V. a kol. Arthropod biodiversity in virgin and managed forests in Central Europe. *Forest Snow and Landscape Research*, 2005, no. 1/2, s. 101 – 109.
- IRMLER, U., a kol. Species richness of saproxylic beetles in woodlands is affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect Conservation*, 2009.
- JELÍNEK, J. *Check – list of Czechoslovak Insect IV (Coleoptera)*. Praha: Folia Heyrovskyana, 1993. 172 s.
- KÁNSKÝ, L. *Sledování změn krajiny pomocí starých map v prostředí GIS*. Praha, 2007. 75 s. České vysoké učení technické v Praze. Vedoucí diplomové práce Ing. Jiří Cajthaml. Dostupný z URL <<http://projekty.geolab.cz/gacr/b/files/kansky.pdf>>.
- KIENAST, F. Analysis of historical landscape patterns with Geographical Information System – a methodological outline. *Landscape Ecology*, 1993, no. 2, s. 103-118.
- KOLEKTIV AUTORŮ. *Atlas podnebí Česka*. 1. vydání. Praha – Olomouc: Český hydrometeorologický ústav, 2007.
- KRÁSENSKÝ P. III. – 5. *Metody sběru brouků jako podklad pro inventarizaci bezobratlých* [online]. 2004 [cit. 2010-04-29]. Dostupné z URL <http://www.nature.cz/publik_syst/files12/III_05_Brouci.doc>.
- KŘÍSTEK, J., URBAN, J. *Lesnická entomologie*. 1. vydání. Praha: Academia, 2004. 445 s. ISBN 80-200-1052-1.
- KUUSINEN, M. Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological conservation*, 1995, no. 75, s. 43 – 49.
- KUUSINEN, M., PENTTINEN, A. Spatial pattern of the threatened epiphytic bryophyte *Neckara pennata* at two scales in a fragmented boreal forest. *Ecography*, 1999, no. 22, s. 729 – 735.
- LANG, S. a kol. *V-LATE 1.1 Help*. LARG, 2004.
- LAPÁČEK, V., MAREŠ, J. *Nejkrásnější brouci tropů*. Praha: Academia, 1980. 106 s.

- LINDBLADH, M. a kol. Forest history as a basis for ecosystem restoration – A multidisciplinary case study in south Swedish temperate landscape. *Restoration Ecology*, 2007, no. 2, s. 284 – 295.
- LINDENMAYER, D. B., a kol. On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *Forest ecology and management*, 2002, no. 159, s. 203 – 216.
- LIPSKÝ, Z. *Krajinná ekologie: pro studenty geografických oborů*. Praha: Karolinum, 1998. 129 s.
- LIPSKÝ, Z. *Sledování změn v kulturní krajině*. Kostelec nad Černými Lesy: Lesnická práce, s. r. o., s. 2000. 63 s.
- LOMOLINO, M. V. The species area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography*, 2001, 25, no. 1, s. 1-21.
- LOŽEK, V. *Příroda ve čtvrtohorách*. Praha: Academia, 1973. 372 s.
- LOŽEK, V. *Zrcadlo minulosti: Česká a slovenská krajina v kvartéru*. 1. vyd. Dokořán, 2007. 198 s. ISBN 978-80-7363-095-9.
- MAC ARTHUR, R. H., WILSON, E. O. *The theory of island biogeography* [online]. Princeton University Press, 1967. 205 s. ISBN 0-691-08836-5. [cit. 2010-02-15]. Dostupné z URL <http://books.google.com/books?id=a10cdkywhVgC&printsec=frontcover&dq=theory+of+island+biogeography&cd=1#v=onepage&q&f=false>.
- MATĚJČEK, T., a kol. *Malý geografický slovník*. 1. Vydání. Praha: Nakladatelství České geografické společnosti, s. r. o., 2007. 136 s. ISBN 978-80-86034-68-3.
- McCARTHY, M. A. Identifying declining and threatened species with museum data. *Biological Conservation*, 1998, no. 1, s. 9 - 17.
- McGARIGAL, K. *Papers from Fragstats Workshop*. Wageningen: 2007 IALE World Congress, 2007.
- NEUHASLOVÁ, Z., a kol. *Mapa potenciální přirozené vegetace*. Praha: Academia, 1998. 341 s. ISBN 80-200-0687-7.

- NORDÉN, B., APPELQVIST, T. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 2001, no. 10, s. 779 – 791.
- NOVÁK, K., a kol. *Metody sběru a preparace hmyzu*. Praha: Academia, 1969. 244 s.
- OHLSON, M., a kol. Habitat Qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological conservation*, 1997, no. 81, s. 221 – 231.
- OHLSON, M., TRYTERUD, E. Long-term spruce forest continuity – a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. *Forest Ecology and Management*, 1999, no. 124, s. 27 – 34.
- PARKER, M., NALLY, R. M. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation*, 2002, no. 105, s. 217 – 229.
- PLATA, E. R., a kol. When family matters: an analysis of Thelotremales (Lichenized Ascomycota: Ostropales) as bioindicators of ecological continuity in tropical forests. *Biodiversity Conservation*, 2008, no. 17, s. 1319 – 1351.
- PLESNÍK, J. Biologická rozmanitost: trivialita nebo záhada? In VAČKÁŘ, D. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia, 2005. 298 s. ISBN 80-200-1386-5.
- POKORNÝ, P., SÁDLO, J., a kol. *Krajina a revoluce*. Praha: Malá Skála, 2008. 256 s. ISBN 978-80-86776-06-4.
- POKORNÝ, V. *Atlas brouků*. Praha – Litomyšl: Paseka, 2002. 144 s. ISBN 80-7185-484-0.
- POKORNÝ, V., ŠIFNER F. *Atlas hmyzu*. Paseka: Praha – Litomyšl, 2004. 176 s. ISBN 80-7185-658-4.
- POLUS, E., a kol. Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity conservation*, 2007, no. 16, s. 3423 – 3436.
- RAATIKAINEN, K. M. a kol. Relative importance of habitat area, connectivity, management and local factors for vascular plants: spring ephemerals in boreal semi – natural grasslands. *Biodiversity conservation*, 2009, no. 18, s. 1067 – 1085.

- RADĚJ, K. První celostátní topografické mapování v měřítku 1 : 25 000. *Zeměměřič* [online]. Roč. 2001, no. 5 [cit. 2010-04-11]. Dostupný z URL <<http://www.zememeric.cz/>>.
- ROLSTAD, J. et al. Use of Indicator Species to Assess Forest Continuity: a Critique. *Conservation Biology*, 2002, no. 1, s. 253 - 257.
- RÖSTELL, A. *Effects of stand continuity on biodiversity of seven organism groups in temperate deciduous forest*. Göteborg: Göteborg University, 2006. 20 s. Vedoucí práce Björn Nordén.
- SELVA, S. B. Lichen diversity and stand continuity in the northern Hardwoods and spruce – fir forests of Northern New England and Western New Brunswick. *The Bryologist*, 1994, no. 4, s. 424 – 429.
- SELVA, S. B. Using lichens to assess ecological continuity in northeastern forests [online]. In DAVIS, M. B. *Eastern old-growth forests: prospects for rediscovery and recovery*. Washington, DC.: Island Press, 1996 [cit. 2009-10-19]. Dostupné z URL <<http://csdept.umfk.maine.edu/LichensWebsite/publication1.asp>>.
- SCHMIDL, J., BUSSLER, H. Ökologische gilden xylobionter käfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 2004, no. 7, s. 202 – 218.
- SIMBERLOFF, D. Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 1998, no. 3, s. 247 – 257.
- SKLENIČKA, P. *Základy krajinného plánování*. 2. vyd. Praha: Naděžda Skleničková, 2003. 321 s. ISBN 80-903206-1-9.
- SKLENICKA, P., CHARVÁTOVÁ, E. Stand continuity – a useful parameter for ecological networks in post-mining landscapes. *Ecological Engineering*, 2003, no. 20, s. 287–296.
- SLÁMA, M. E. F. Tesaříkovití – Cerambycidae: České republiky a Slovenské republiky. Krhanice: Milan Sláma, 1998. 383 s. ISBN 80-238-2627-1.
- SPEIGHT, M. C. D. *Saproxyllic invertebrates and their conservation*. Strasbourg: Council of Europe, 1989. 79 s. ISBN 92-871-1680-6.

- SVERDRUP–THYGESON, A. Can “continuity indicator species” predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? *Biodiversity and Conservation*, 2001, no. 10, s. 815 – 832.
- SVERDRUP–THYGESON, A., LINDENMAYER, D. B. Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. *Forest Ecology and Management*, 2003, no. 174, s. 353 – 363.
- TREWEEK, J. *Ecological impact assessment* [online]. 2. vydání. Blackwell - Science, 1999 [cit. 2009-11-2]. 351 s. ISBN 9780632037384. Dostupné z URL http://books.google.com/books?id=fMLOhO_Vw2sC&printsec=frontcover&dq=Treweek&cd=4#v=onepage&q=&f=false.
- VÁČKÁŘ, D. Indikátory biologické rozmanitosti. In VÁČKÁŘ, D. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia, 2005. 298 s. ISBN 80-200-1386-5.
- VASCONCELOS, H. L., a kol. Long – term effect of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*, 2006, no. 33, s. 1348 – 1356.
- VULINEC, K., a kol. Dung Beetles and long-term habitat fragmentation in Altero do Chão, Amazonia, Brazil. *Tropical Conservation Science* [online]. 2008, no. 2, s. 111 – 121 [cit. 2010-04-11]. Dostupné z URL http://tropicalconservationscience.mongabay.com/content/v1/08-06-09-Vulinec_et_al.html.
- WESOŁOWSKI, T. Virtual conservation: how the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests. *Conservation Biology*, 2005, no. 5, s. 1349 – 1358.
- WULF, M. Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. *Flora*, 2003, no. 198, s. 444 – 460.
- WULF, M. Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *Forest Ecology and Management*, 2004, no. 195, s. 191 – 204.
- ZAHRADNÍK, J. *Svět brouků*. Praha: Delfín, 1974. 252 s.

INTERNETOVÉ ODKAZY

ARCDATA PRAHA, s. r. o. [online]. [cit. 2009-12-17]. Dostupné z URL

<<http://www.arcdata.cz/>>.

BioLib [online]. [cit. 2010-04-02]. Dostupné z URL <<http://www.biolib.cz/>>.

Elateridarium [online]. Internet Journal. ISSN 1802-4858. [cit. 2010-04-02]. Dostupné z URL

<<http://www.elateridae.com/ELATERIDARIUM/>>.

Entomologické fórum: fórum pro všechny entomology [online]. [cit. 2010-05-02]. Dostupné

z URL <<http://www.entoforum.cz/>>.

European Journal of Entomology [online]. ISSN 1210-5759. [cit. 2010-04-28].

Dostupné z URL <<http://www.eje.cz/>>.

Laboratoř geoinformatiky UJEP [online]. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně

[cit. 2009-12-17]. Dostupné z URL <<http://oldmaps.geolab.cz/>>.

Ortofotomapy [online]. Geodis [cit. 2010-04-09]. Dostupné z URL

<<http://www.geodis.cz/sluzby/ortofotomapy>>.

Portál Veřejné správy České republiky [online]. CENIA [cit. 2009-11-02]. Dostupné z URL

<www.geoportal.cenia.cz>.

PODKLADOVÉ MAPY

Mapové listy II. vojenského mapování

Mapové listy: O_7_VIII, O_7_IX, O_7_X, O_8_IX, O_8_X, O_9_IX, O_9_X, O_9_XI, O_10_X

Laboratoř geoinformatiky [online]. Univerzita J.E. Purkyně [cit. 2009-12-16]. Dostupné z URL <<http://www.geolab.cz>>.

Mapové listy III. vojenského mapování

Mapové listy: 3955-2, 3956-1, 3956-2, 3956-3, 3956-4, 4056-1, 4056-2, 4056-3, 4056-4

Laboratoř geoinformatiky [online]. Univerzita J.E. Purkyně [cit. 2009-12-16]. Dostupné z URL <<http://www.geolab.cz>>.

Mapové listy vojenské topografické mapy 1:25 000

Mapové listy: M-33-68-B-c, M-33-68-B-d, M-33-68-D-a, M-33-68-D-b, M-33-68-D-c, M-33-68-D-d, M-33-69-A-c, M-33-69-C-a, M-33-69-C-b, M-33-69-C-c, M-33-69-C-d, M-33-80-B-b, M-33-81-A-a, M-33-81-A-b, M-33-81-A-c, M-33-81-A-d, M-33-81-B-a, M-33-81-B-c; Dep. Mapová sbírka PřF UK

Základní mapování 1:25 000 (1952 – 1957). Dobruška: VGHMÚř. 2006.

Ortofotografický podklad

Portál Veřejné správy České republiky [online]. CENIA [cit. 2009-11-02]. Dostupné z URL <www.geoportal.cenia.cz>.

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 Tabulková příloha

- 1.1** Plocha, perimetr a vzdálenost nejbližšího polygonu plošek třídy 2356

Příloha 2 Grafická příloha

- 2.1** Vzdálenost od nejbližšího polygonu (NNDist), třída 2356
- 2.2** Plochy kontinuálního lesa podle velikosti
- 2.3** Zobrazení sousedství plošek kontinuálního porostu
- 2.4** Zobrazení tříd podle historie přítomnosti lesů
- 2.5** Plošné úbytky lesa od dob II. Vojenského mapování
- 2.6** Plošné přírůstky lesa mezi lety 1842 – 1852 a 2004 - 2006

Příloha 3 CD s elektronickou verzí práce

PŘÍLOHA 1

1.1 Plocha, perimetr a vzdálenost nejbližšího polygonu plošek třídy 2356

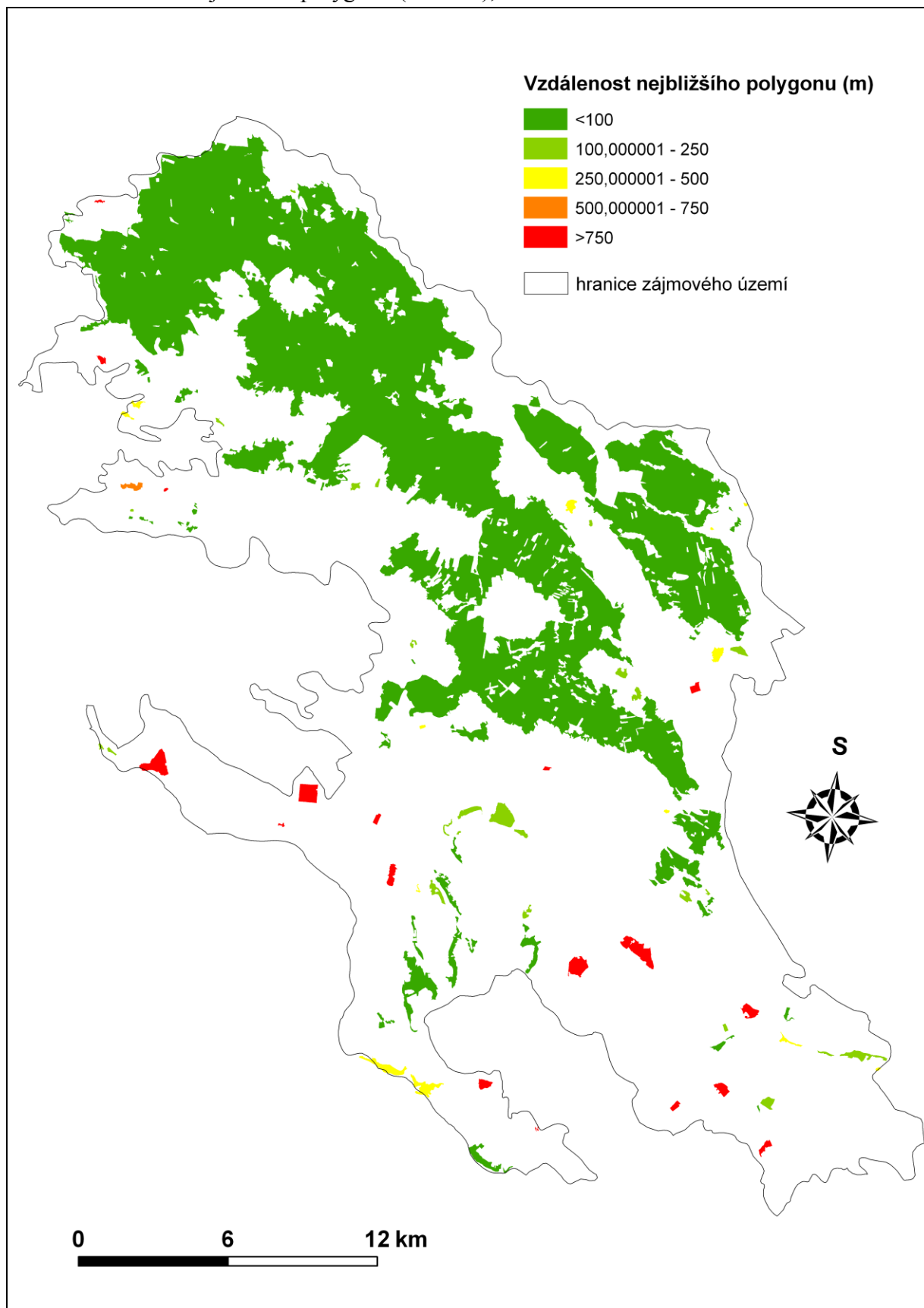
	ID	Area (m2)	Perimeter (m)	NNDist (m)	NNId	NN_Area (m)
1	22455	8751327,41	31224,61	0,00	501	2,52
2	22472	2167261,67	13474,77	0,33	22473	30684,71
3	22473	30684,71	742,15	0,33	22472	2167261,67
4	22495	17750,43	646,94	0,91	22496	200,09
5	22511	156562990,02	457495,68	1,37	22515	0,68
6	22499	151727,08	2368,16	1,88	22500	194,82
7	22521	16753,19	665,45	5,31	22511	156562990,02
8	22497	127485,55	2308,14	5,79	22498	12829,18
9	22498	12829,18	666,58	5,79	22497	127485,55
10	22463	5772439,01	15606,55	7,37	22464	2,02
11	22450	15322520,66	65854,91	11,56	22451	2,46
12	581	159689,71	5097,52	18,51	582	4432,44
13	22477	19238,84	633,86	19,98	22476	2334,37
14	600	10992,06	430,27	24,12	22511	156562990,02
15	22465	11830,15	478,31	24,35	22466	774,20
16	502	16158,11	561,04	27,29	503	9584,15
17	22501	73821,21	2349,45	27,64	22502	57,99
18	22448	29658,76	1163,47	28,33	22449	89768,12
19	22449	89768,12	2170,04	28,33	22448	29658,76
20	22454	13525,79	644,32	28,62	22450	15322520,66
21	511	10884,96	432,99	29,07	22511	156562990,02
22	22505	1386513,42	13419,03	29,41	22506	3570,33
23	540	16659,22	589,08	29,92	541	57571,04
24	541	57571,04	1501,95	29,92	540	16659,22
25	22508	32500,99	1244,47	31,18	22507	516,31
26	527	128593,59	2970,83	33,05	22480	8445,45
27	504	13041,89	516,29	40,60	503	9584,15
28	606	25379,71	839,88	42,88	22511	156562990,02
29	22494	1896984,24	15663,89	45,37	22495	17750,43
30	591	87281,44	2314,64	45,51	592	9028,40
31	583	88490,74	2048,46	47,81	22508	32500,99
32	586	12787,96	499,68	48,09	587	85430,80
33	587	85430,80	2586,04	48,09	586	12787,96
34	543	28871,20	1078,36	48,96	544	10800,74
35	544	10800,74	513,36	48,96	543	28871,20
36	545	36337,41	741,32	50,15	546	13262,32
37	546	13262,32	770,70	50,15	545	36337,41
38	602	18119,31	667,39	51,42	22511	156562990,02
39	554	23714,26	1290,38	51,75	555	31636,05
40	555	31636,05	1187,69	51,75	554	23714,26
41	492	18988,74	562,21	52,32	494	487697,65
42	494	487697,65	5781,27	52,32	492	18988,74

	ID	Area (m2)	Perimeter (m)	NNDist (m)	NNId	NN_Area (m)
43	559	50315,96	1515,99	54,20	22497	127485,55
44	22492	15614,91	742,10	56,54	22493	5566,26
45	584	19356,86	745,70	60,08	585	483203,65
46	585	483203,65	7763,00	60,08	584	19356,86
47	522	27856,52	797,56	63,03	22450	15322520,66
48	518	184621,06	2772,43	63,93	22476	2334,37
49	562	1341215,47	10300,95	64,19	563	39914,58
50	563	39914,58	959,17	64,19	562	1341215,47
51	22478	25693,02	858,52	66,21	22479	0,01
52	565	103113,82	1746,36	67,10	566	20360,41
53	566	20360,41	940,53	67,10	565	103113,82
54	22462	131764,42	1884,01	67,89	22463	5772439,01
55	515	190029,30	2966,04	69,75	599	10868,37
56	599	10868,37	485,80	69,75	515	190029,30
57	22470	12469,81	567,28	71,58	22471	412,35
58	22489	14944,24	495,45	73,37	22491	772,10
59	22522	62443,14	1124,73	73,53	22511	156562990,02
60	574	47205,68	1061,12	77,98	575	405384,13
61	575	405384,13	5484,55	77,98	574	47205,68
62	608	423048,88	5244,16	89,06	609	31884,31
63	609	31884,31	1326,97	89,06	608	423048,88
64	539	19469,61	841,55	89,71	540	16659,22
65	593	11759,49	649,50	95,66	592	9028,40
66	577	10424,32	420,39	97,64	578	341536,36
67	578	341536,36	6859,60	97,64	577	10424,32
68	530	126336,58	2203,47	103,84	22511	156562990,02
69	553	173906,97	1819,78	106,26	22492	15614,91
70	556	39922,66	1089,62	108,95	557	29347,65
71	557	29347,65	926,07	108,95	556	39922,66
72	595	15692,02	635,23	118,01	22511	156562990,02
73	514	38299,56	1241,04	118,61	22474	3880,62
74	528	14135,67	642,55	119,51	527	128593,59
75	561	20747,62	880,88	121,54	559	50315,96
76	513	39970,41	1510,27	124,45	512	7334,25
77	22504	188941,91	3396,21	130,65	578	341536,36
78	506	83312,83	1624,79	145,72	507	3215,91
79	523	92222,51	1505,63	155,00	524	611446,81
80	524	611446,81	3484,97	155,00	523	92222,51
81	521	29635,98	781,50	173,12	534	9750,93
82	560	128666,46	2283,99	174,92	22499	151727,08
83	573	90406,47	2206,04	179,91	574	47205,68
84	499	148624,20	1886,82	181,25	22450	15322520,66
85	542	13081,67	439,01	183,10	22489	14944,24
86	526	54822,41	2192,57	193,55	527	128593,59
87	529	126292,81	1882,43	200,97	22511	156562990,02

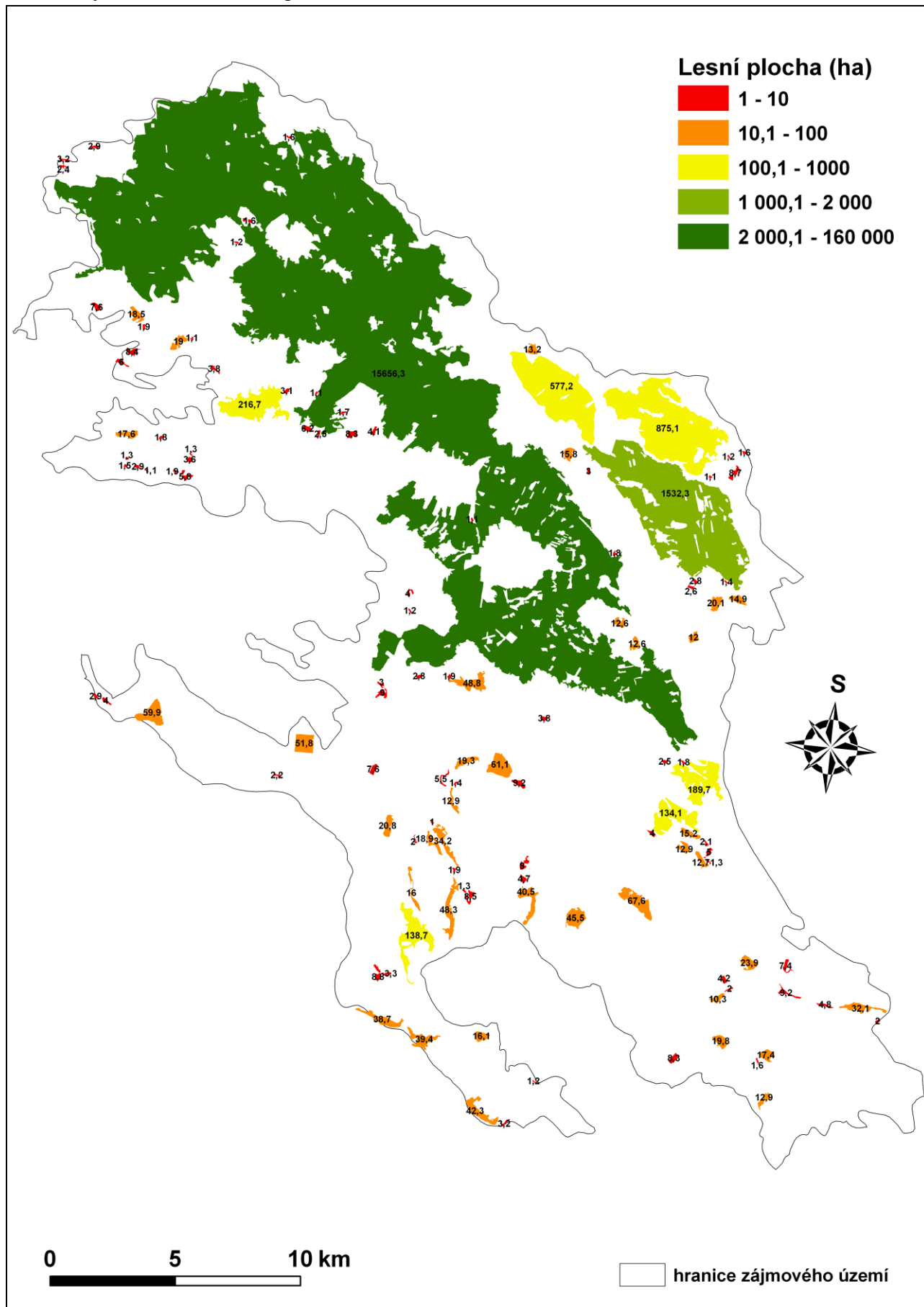
	ID	Area (m2)	Perimeter (m)	NNDist (m)	NNId	NN_Area (m)
88	569	48441,97	1618,44	215,86	570	321286,78
89	570	321286,78	4992,95	215,86	569	48441,97
90	508	40787,69	945,29	226,34	22511	156562990,02
91	525	192980,90	2925,14	240,08	526	54822,41
92	564	42164,30	877,63	243,00	566	20360,41
93	498	200612,05	2347,17	250,20	499	148624,20
94	590	24590,44	671,66	252,77	22494	1896984,24
95	588	386789,86	5048,31	253,79	607	393957,36
96	607	393957,36	5194,15	253,79	588	386789,86
97	535	10846,14	439,17	280,21	22450	15322520,66
98	500	158143,31	2109,21	322,43	22450	15322520,66
99	571	19672,33	629,65	325,39	570	321286,78
100	516	60067,21	1585,32	332,44	517	83859,34
101	517	83859,34	1788,10	332,44	516	60067,21
102	576	19576,13	1129,21	362,40	22504	188941,91
103	491	27721,61	701,99	455,95	22511	156562990,02
104	568	91671,62	2837,28	461,14	22501	73821,21
105	594	16033,10	530,69	468,91	592	9028,40
106	550	175535,17	2746,59	742,06	542	13081,67
107	611	128649,95	2200,30	751,10	22493	5566,26
108	597	29269,12	1157,77	787,15	598	3241,61
109	567	239477,43	2892,05	801,10	564	42164,30
110	549	18331,52	551,91	874,41	550	175535,17
111	580	207980,85	2674,56	923,94	576	19576,13
112	497	120293,43	1555,60	966,03	498	200612,05
113	558	598963,26	4026,69	1018,08	556	39922,66
114	520	76179,88	1434,18	1054,57	22511	156562990,02
115	488	517693,01	3006,39	1056,81	489	21518,50
116	489	21518,50	897,87	1056,81	488	517693,01
117	551	197777,41	2215,97	1249,45	22492	15614,91
118	572	455136,01	3466,27	1271,56	575	405384,13
119	589	160964,83	1785,55	1388,12	607	393957,36
120	496	37650,27	939,33	1392,97	22511	156562990,02
121	22503	675999,55	5732,76	1516,33	572	455136,01
122	552	82627,56	1277,76	1523,22	551	197777,41
123	490	76042,33	1255,67	1672,05	580	207980,85
124	610	12013,61	943,67	1687,46	609	31884,31

PŘÍLOHA 2

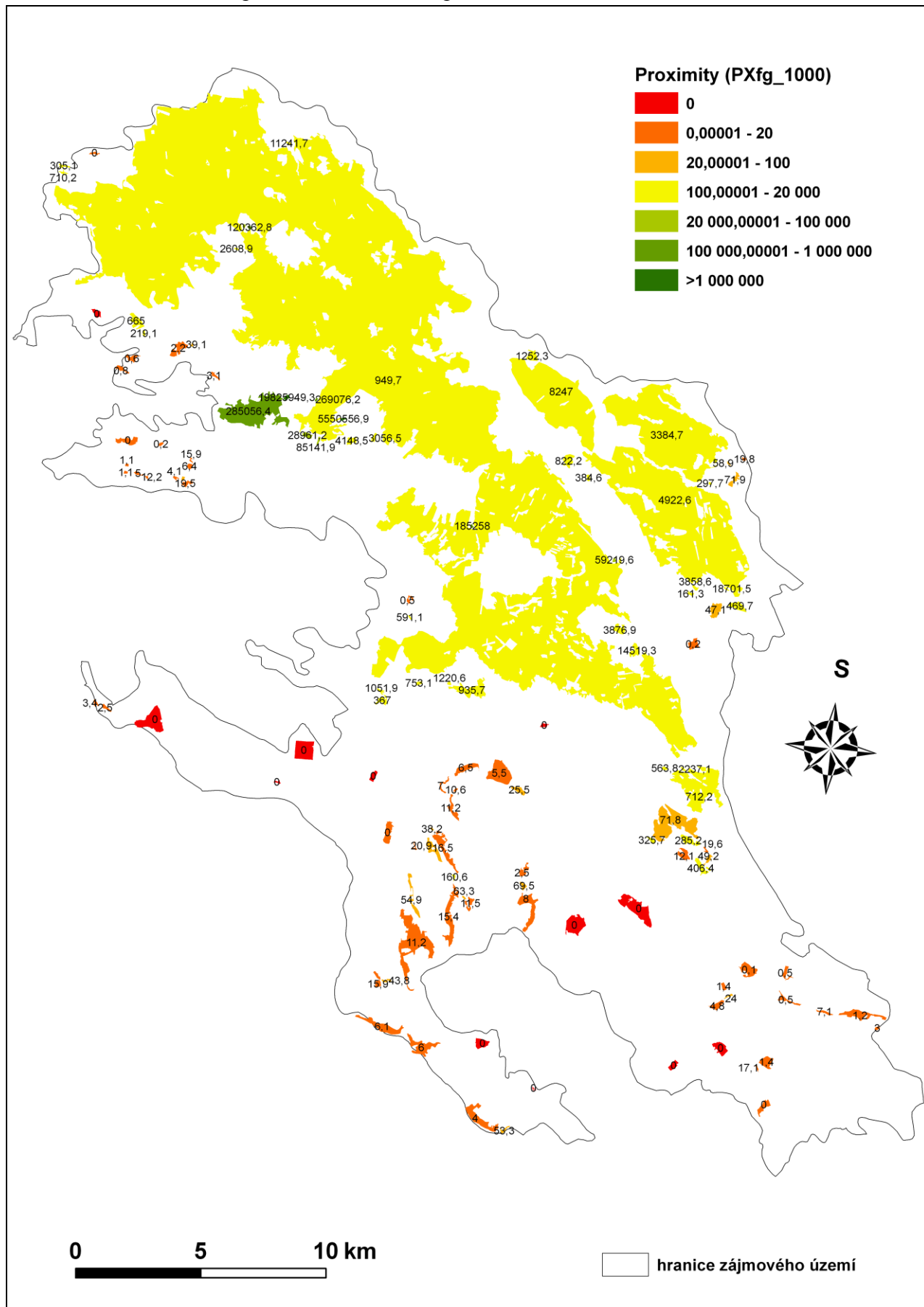
2.1 Vzdálenost od nejbližšího polygonu (NNDist), třída 2356



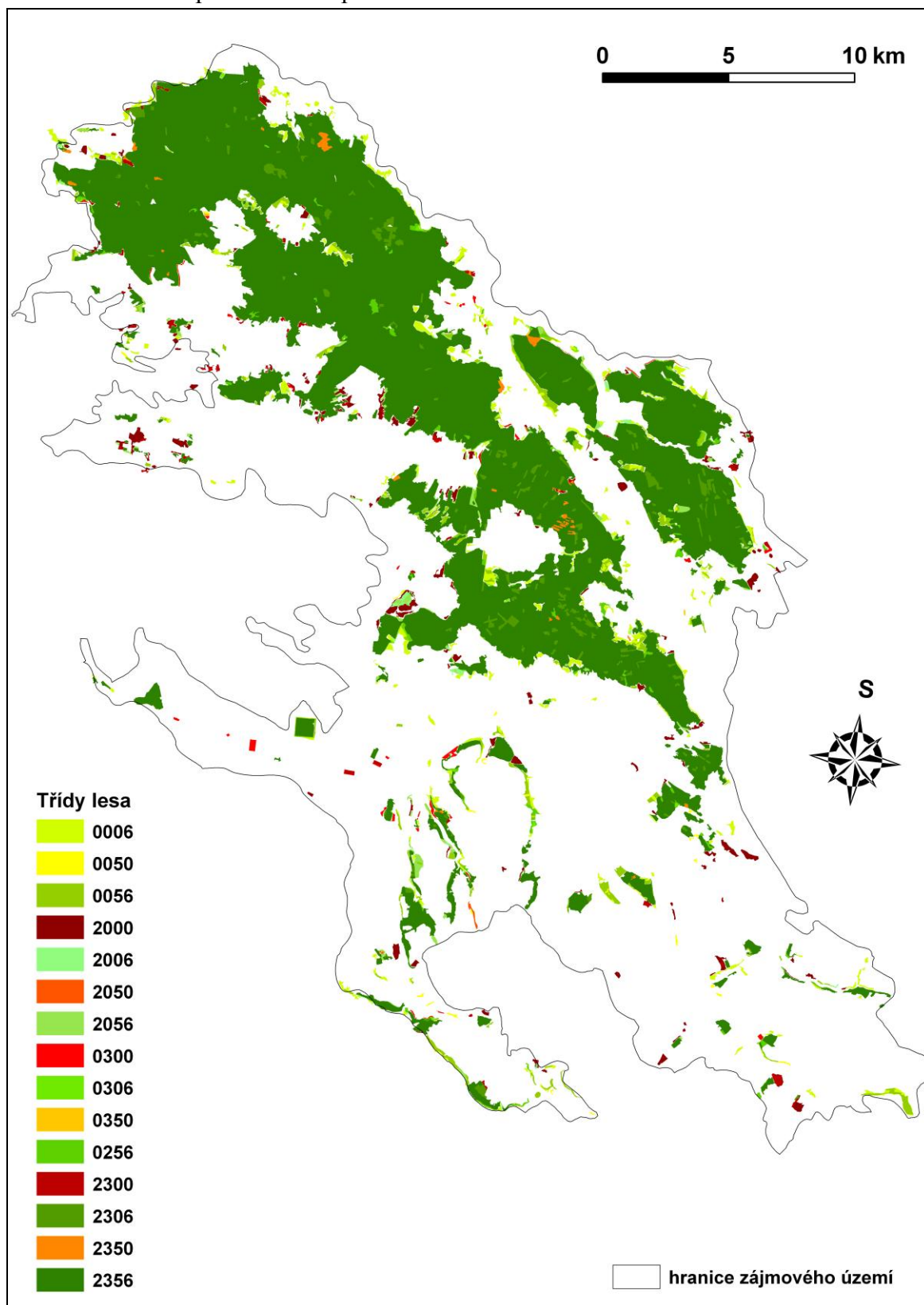
2.2 Plochy kontinuálního lesa podle velikosti



2.3 Zobrazení sousedství plošek kontinuálního porostu



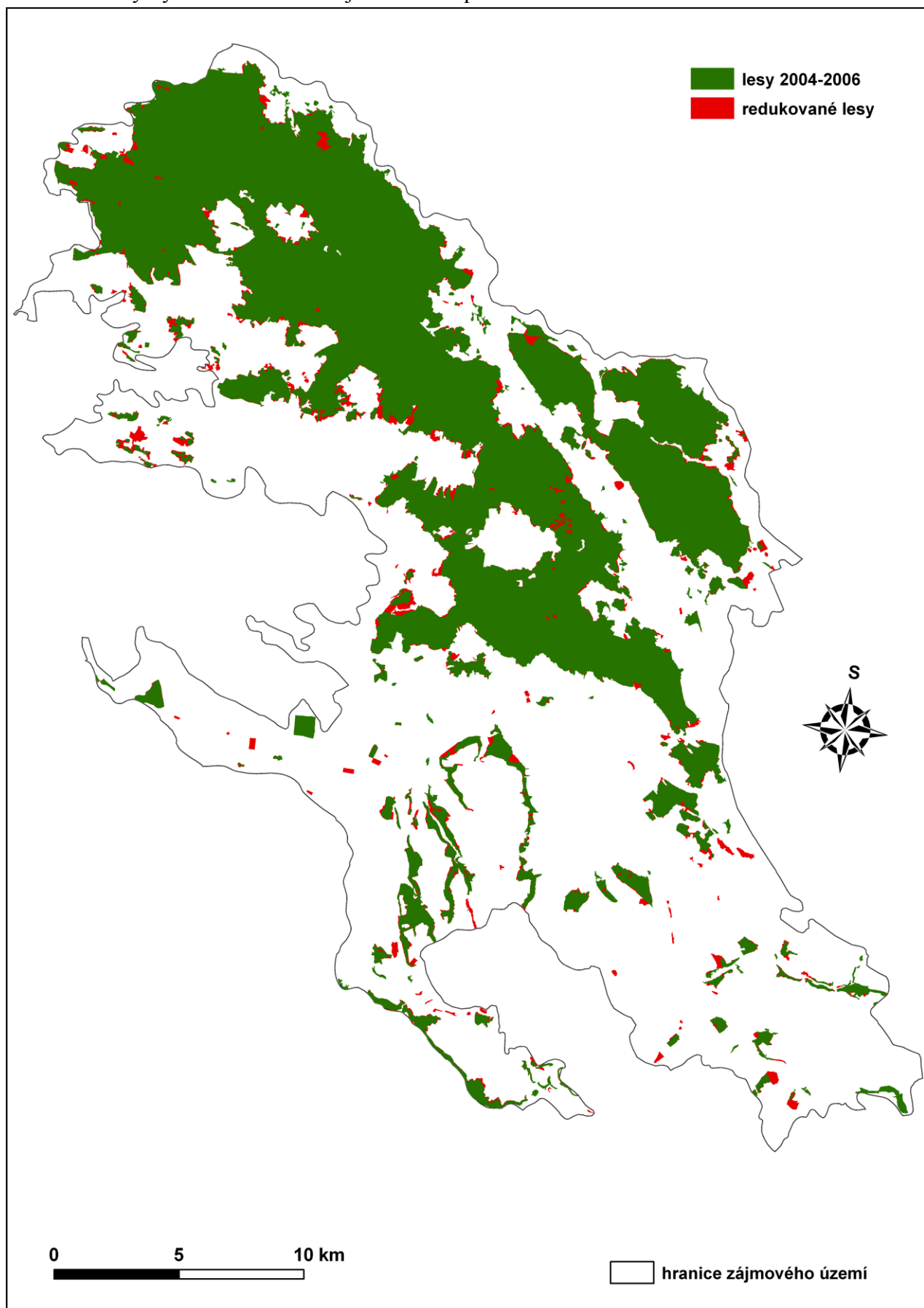
2.4 Zobrazení tříd podle historie přítomnosti lesů



Pozn.: kombinace číslovek 0, 2, 3, 5, 6 označuje období přítomnosti lesa:

0	nepřítomnost lesa	5	les přítomný při mapování 1953 - 1957
2	les přítomný při mapování 1842 - 1852	6	les přítomný v letech 2004 - 2006
3	les přítomný při mapování 1877 - 1879		

2.5 Plošné úbytky lesa od dob II. Vojenského mapování



2.6 Plošné přírůstky lesa mezi lety 1842 – 1852 a 2004 - 2006

